



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL EBRO

2018

ESTUDIO HIDROLÓGICO DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES, LA TURBIDEZ Y LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN EL TRAMO MEDIO DEL RÍO EBRO



ÁREA DE CALIDAD DE AGUAS
CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO





ESTUDIO HIDROLÓGICO DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES, LA TURBIDEZ Y LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN EL TRAMO MEDIO DEL RÍO EBRO

PROMOTOR:

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO



SERVICIO:

DIRECCIÓN DEL PROYECTO:

Susana Cortés Corbasi.

EMPRESA CONSULTORA:

ebroNAUTAS S.L.L.



EQUIPO DE TRABAJO:

Néstor Jiménez Torrecilla, Óscar Alamán Casbas, Ana Viamonte Martínez.

PRESUPUESTO DE LA ADJUDICACIÓN:

17.998,75 euros

CONTENIDO:

MEMORIA Y ANEXOS

AÑO DE EJECUCIÓN:

2018

FECHA ENTREGA:

Febrero de 2019 (REV. 2020)

REFERENCIA IMÁGENES PORTADA:

Superior izquierda: Medidas con sonda multiparamétrica en el río Ebro en Zaragoza, 25 de septiembre de 2018.

Superior derecha: Río Ebro en Juslibol (Zaragoza), 11 de junio de 2018.

Inferior izquierda: Río Ebro en Monzalbarba (Zaragoza), 25 de junio de 2018.

Inferior derecha: Medida de la transparencia con disco de Secchi en el río Ebro en Cabañas de Ebro, 21 de mayo de 2018.

CITA DEL DOCUMENTO: Confederación Hidrográfica del Ebro (2019). Estudio hidrológico de la dinámica de nutrientes, la turbidez y la contaminación microbiológica en el tramo medio del río Ebro. 127 pág. Disponible en formato digital en la web: <http://www.chebro.es> y en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

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.

ESTUDIO HIDROLÓGICO DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES, LA TURBIDEZ Y LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN EL TRAMO MEDIO DEL RÍO EBRO

Resumen

El aumento de la transparencia estival de las aguas en el tramo medio del Ebro ha posibilitado el notable desarrollo de vegetación acuática sumergida durante la última década. La profusión de macrófitos sumergidos se ha visto acompañada del desarrollo de poblaciones muy abundantes de varias especies de simúlidos, y mientras que los primeros denotan un cambio significativo en el ecosistema de este tramo del Ebro, las picaduras de los segundos han generado importantes molestias a la población ribereña.

*Con el objetivo de caracterizar la evolución histórica, espacial y estacional de la turbidez en un tramo representativo del Ebro medio, se han desarrollado varias campañas de muestreo y medidas de campo entre mayo y septiembre de 2018 entre El Bocal (Navarra) y Pina de Ebro (Aragón), obteniéndose información sobre clorofila (a, b y total), fosfatos (PO₄), sólidos en suspensión (SES), transparencia de disco de Secchi, presencia de *Escherichia coli* y turbidez, entre otros parámetros. Para el diseño de dichas campañas y la correcta interpretación de los resultados obtenidos se realizó una revisión bibliográfica de los factores más comúnmente vinculados a la turbidez de los ecosistemas acuáticos, y un estudio exhaustivo de la información hidrológica disponible previamente en la zona de estudio.*

*La actividad agrícola del regadío ha sido identificada en este trabajo como la fuente más relevante de los sólidos en suspensión – y, por tanto, de la turbidez – en el Ebro medio en los periodos sin pluviosidad significativa en su cuenca vertiente. La colonización del cauce del Ebro medio por parte del bivalvo filtrador *Corbicula spp.*, favorecida por la instalación de estaciones de depuración de aguas residuales en la primera década del S XXI y que coincide en el tiempo con la mejora de los índices de calidad ecológica IBMWP, es un factor principal en la disminución “aguas abajo” de la turbidez a lo largo del tramo estudiado. Los resultados de este trabajo demuestran que la mayor transparencia de las aguas incide positivamente en la mitigación de la contaminación microbiológica.*

*Otros posibles servicios e impactos ecosistémicos y económicos de *Corbicula spp.* en el Ebro medio, así como la relevancia de otros factores sinérgicos de clarificación de las aguas deben ser estudiados en profundidad en un futuro.*

NUTRIENT DYNAMICS, TURBIDITY AND MICROBIOLOGICAL POLLUTION IN MIDDLE EBRO RIVER (N.E. SPAIN)

Abstract

The increase in middle Ebro River's summer water transparency has allowed a notable development of submerged aquatic vegetation (SAV) during the last decade. SAV profusion has been accompanied by the abundance of various simuliid species, and while the first denotes significant ecological changes in this branch of the Ebro river, the bites of the second have become an annoyance to riverine population.

In order to characterize the historical, spatial and seasonal evolutions of turbidity in a representative branch of middle Ebro River, this study has undergone numerous sampling campaigns between May and September 2018 along a study area between El Bocal (Fontellas, Navarra) and Pina de Ebro (Aragón). Information was collected on chlorophyll, phosphates, suspended solids, Secchi transparency measures, Escherichia coli and turbidity, among other parameters. A bibliographical review of factors commonly associated with turbidity and an exhaustive analysis of the available hydrological information for the study area were used for the design of the sampling campaigns and the interpretation of their results.

Agricultural irrigation has been identified in this study as the main source of suspended solids – and therefore, of turbidity – in the middle Ebro in absence of significant rain events. Colonization of the middle Ebro River's bed by the filtering bivalve Corbicula spp., favoured by the installation of treatment facilities during the first decade of 21st century and synchronous with the increase of IBMWP ecological index, is a main factor determining the decrease of turbidity along the studied branch. The higher transparency effectively mitigates the microbiological pollution, while other possible ecological and economical services and impacts are yet to be studied.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

ESTUDIO HIDROLÓGICO DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES,	1
LA TURBIDEZ Y LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA	1
EN EL TRAMO MEDIO DEL RÍO EBRO	1
ESTUDIO HIDROLÓGICO DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES, LA TURBIDEZ Y LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN EL TRAMO MEDIO DEL RÍO EBRO	3
1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	5
2. OBJETIVO DEL ESTUDIO	22
3. DESCRIPCIÓN DE LOS TRABAJOS REALIZADOS	23
4. REVISIÓN Y ESTUDIO DE LA INFORMACIÓN PREVIA	24
4.1. <i>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DE LOS FACTORES CON INFLUENCIA EN LA TURBIDEZ DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES</i>	24
4.1.1. <i>Concentración de nutrientes y productividad de fitoplancton</i>	24
4.1.2. <i>Vertidos de aguas residuales urbanas e industriales</i>	28
4.1.3. <i>Acción de organismos filtradores</i>	31
<i>Dreissena polymorpha</i>	32
<i>Corbicula spp</i>	33
<i>Simúlidos</i>	38
4.1.4. <i>Alteraciones hidrogeomorfológicas</i>	40
4.1.5. <i>El efecto de filtrado de la vegetación sumergida</i>	42
4.2. <i>REVISIÓN DE INFORMACIÓN HIDROLÓGICA DE LA RED CEMAS (2002-2017)</i>	43
4.2.1. <i>Consideraciones metodológicas y sobre la información disponible</i>	43
4.2.2. <i>Evolución temporal y espacial de nutrientes</i>	44
4.2.3. <i>Evolución temporal y espacial de los indicadores de contaminación orgánica</i>	50
4.2.4. <i>Evolución temporal y espacial de la clorofila y de los sólidos en suspensión</i>	52
4.2.5. <i>Evolución temporal y espacial de sustancias peligrosas</i>	55



4.2.6.	<i>Evolución temporal y espacial del estado ecológico según indicadores biológicos.</i>	59
4.3.	ANÁLISIS DE LOS INCUMPLIMIENTOS DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA.	64
4.3.1.	<i>Estado de las masas de agua del Ebro en la zona de estudio 2008-2015.</i>	64
4.3.2.	<i>Análisis de los Incumplimientos referidos al estado ecológico según indicadores biológicos</i>	66
4.3.3.	<i>Análisis de los incumplimientos referidos al estado ecológico según los indicadores físico-químicos.</i>	68
4.3.4.	<i>Análisis de los incumplimientos referidos al estado químico (EQ).</i>	70
4.4.	SÍNTESIS DE LA INFORMACIÓN PREVIA E HIPÓTESIS DE TRABAJO.	72
5.	RESULTADOS OBTENIDOS EN ESTE TRABAJO.	75
5.1.	OBJETIVOS DE LA TOMA DE DATOS.	75
5.2.	METODOLOGÍA DE LA TOMA DE DATOS.	75
5.2.1.	<i>Puntos, parámetros y campañas de muestreo.</i>	75
5.2.2.	<i>Medidas de transparencia de disco de Secchi.</i>	80
5.2.3.	<i>Validación de la evolución espacial inferida de los perfiles de muestreo.</i>	81
5.3.	ANÁLISIS CUALITATIVO DE LOS RESULTADOS.	86
5.3.1.	<i>Relaciones entre los parámetros analíticos.</i>	86
5.3.2.	<i>Evolución espacial y estacional de la turbidez.</i>	90
5.3.3.	<i>Evolución espacial y estacional de Escherichia coli y Enterococos totales.</i>	98
5.4.	ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LOS RESULTADOS.	101
5.4.1.	<i>Análisis cuantitativo de las aportaciones de sólidos en suspensión del río Arba al río Ebro.</i>	101
5.4.2.	<i>Estimación de tasas de filtrado y densidad de Corbicula spp. basada en nuestros resultados analíticos.</i>	102
5.4.3.	<i>Estimación de tasas de filtrado y densidad de Corbicula spp. basadas en datos de la red de alerta de la calidad de aguas.</i>	103
6.	INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS.	106
7.	CONCLUSIONES	117
8.	BIBLIOGRAFÍA	118

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. CARTOGRAFÍA

ANEXO 2. INFORMACIÓN PLUVIOMÉTRICA COMPLEMENTARIA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LAS CAMPAÑAS DE MUESTREO.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Estado de las masas de agua en el periodo 2008-2015. Elaboración propia a partir de información disponible en www.chebro.es	65
Tabla 2: Síntesis de los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores biológicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.....	67
Tabla 3: Síntesis de los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores físico-químicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.....	69
Tabla 4: Síntesis de los incumplimientos del estado químico en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.....	71
Tabla 5: Descripción de los puntos de muestreo.....	77
Tabla 6: Fechas de la realización de perfiles de muestreo y medidas de disco de Secchi.....	78
Tabla 7: Datos analíticos de sólidos en suspensión (SES), concentración de clorofila planctónica y materia orgánica (calculada como sólidos en suspensión - materia volátil a 450°C) en las muestras del río Ebro entre Gallur y Escatrón para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).....	107
Tabla 8: Densidad de almejas medidas en distintos puntos de muestreo de un tramo del río Ebro cercano a Castejón, en Morales <i>et al.</i> (2013).	112

ÍNDICE FIGURAS

Figura 1: Masas de agua estudiadas, cursos fluviales principales y municipios de referencia en la zona de estudio.	18
Figura 2: Régimen estacional de caudales, conductividad y temperatura del Ebro en Zaragoza. En Torrecilla <i>et al.</i> , (2005).....	19
Figura 3: Variación temporal y desplazamiento espacial de la turbidez en la zona de estudio.....	20
Figura 4: Evolución histórica del contenido en nitratos y fosfatos entre las estaciones CEMAS 0162 (El Bocal), CEMAS 0657 (La Almozara) y CEMAS 0211 (Presa de Pina) entre los años 1981 y 2002, en Torrecilla <i>et al.</i> (2005).....	24
Figura 5: Evolución de los parámetros de turbidez, nitratos, fosfatos (PO ₄), demanda química de oxígeno (DQO), conductividad y temperatura en dos perfiles de muestreo comprendidos dentro de nuestra zona de estudio en septiembre del año 2002 y en abril del año 2003. En Torrecilla <i>et al.</i> (2005).	25
Figura 6: Concentraciones anuales (media y desviación típica) de fosfatos y amonio en las estaciones de monitoreo de Ascó (barras blancas) y Tortosa (barras negras). En Ibáñez <i>et al.</i> (2008).	26
Figura 7: Valores medios anuales de clorofilas totales en Tortosa. Valores calculados a partir de datos del CAT. En Ibáñez <i>et al.</i> (2008).	26
Figura 8: Evolución espacial y temporal de los sólidos en suspensión y de la clorofila en el río Ebro entre Gallur y Benifallet en el año 2016 (en CHE, 2016).	27
Figura 9: Evolución espacial y temporal de los sólidos en suspensión y de la clorofila en el río Ebro entre Gallur y Benifallet en el año 2015 (CHE, 2015).	28
Figura 10: Evolución de la población conectada a depuradoras en la zona de estudio y sus áreas de influencia. Elaboración propia a partir de datos de NILSA, Dirección General de Aragón y Gobierno de la Rioja.	30
Figura 11: Evolución aproximada de la capacidad de las EDARs instaladas (en habitantes equivalentes) en la zona de estudio y su área de influencia. Elaboración propia a partir de datos de NILSA y Dirección General de Aragón.	31
Figura 12: Acumulación de <i>Corbicula fluminea</i> en un canal de riego del Delta del Ebro, en fotografía de López y Quiñonero (2016).....	34
Figura 13: Lugar y año de detección de <i>Corbicula spp.</i> de la zona de estudio y su área de influencia.	38
Figura 14: Factores que afectan al desarrollo de macrófitos sumergidos en el Bajo Ebro, en CHE (2010).	40

Figura 15: Abundancia de macrófitos sumergidos en el Ebro en Zaragoza en 2012. Nótese su distribución de acuerdo a la batimetría del cauce, condicionada por el canal de navegación existente a la izquierda de esta fotografía de Heraldo de Aragón.....	41
Figura 16: Evolución histórica de los fosfatos en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	45
Figura 17: Evolución de la concentración de fósforo total en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	47
Figura 18: Evolución de la concentración media de nitratos en tres estaciones CEMAS del área de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles en esa fecha) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	49
Figura 19: Evolución histórica y espacial de la concentración de oxígeno disuelto en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	50
Figura 20: Evolución histórica y espacial de la demanda química de oxígeno en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	51
Figura 21: Evolución histórica y espacial de la clorofila A en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	52
Figura 22: Evolución histórica y espacial de los sólidos en suspensión en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles en esa fecha) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	53
Figura 23: Evolución histórica y espacial de los sólidos en suspensión en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio en los meses de julio y agosto. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	54
Figura 24: Evolución histórica y espacial de los sólidos en suspensión en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio en los meses de enero y febrero. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es	54

Figura 25: Datos disponibles sobre la concentración de cobre en las principales estaciones CEMAS de la zona de estudio. Los datos por debajo del límite de cuantificación se representan con valor “0”.....	56
Figura 26: Tratamiento estadístico de los datos de concentración de cobre en la zona de estudio.	56
Figura 27: Datos disponibles sobre la concentración de zinc en las principales estaciones CEMAS de la zona de estudio. Los datos por debajo del límite de cuantificación se representan con valor “0”.....	57
Figura 28: Evolución histórica del índice IBMWP en el río Ebro en la zona de estudio y su área de influencia.....	60
Figura 29: Evolución histórica del índice IBMWP en las partes finales de los ríos Arba (CEMAS 0060-BIO), Huerva (CEMAS 0216BIO) y Gállego (CEMAS 0089).....	62
Figura 30: Evolución histórica y espacial del índice IPS en la parte superior de la zona de estudio y su área de influencia.	63
Figura 31: Evolución histórica y espacial del índice IPS en la parte inferior de la zona de estudio.	63
Figura 32: Evolución histórica del índice IPS en los ríos Arba (punto CEMAS 0060-BIO), Huerva (punto CEMAS 0216-BIO) y Gállego (punto CEMAS 0089-BIO) cerca de sus desembocaduras en el río Ebro en la zona de estudio.....	64
Figura 33: Síntesis de los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores biológicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.....	67
Figura 34: Síntesis de la información disponible sobre los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores físico-químicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.....	69
Figura 35: Síntesis de los incumplimientos del estado químico de las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio (masas de agua 449 y 454).	71
Figura 36: Localización de los puntos de muestreo.....	76
Figura 37: Equipamiento para la medida de transparencia con disco de Secchi.	81
Figura 38: Caudal circulante por el río Ebro al inicio de la zona de estudio durante junio de 2018. Fuente: SAIH Ebro.....	82
Figura 39: Pluviosidad (acumulado diario) registrada en la cuenca del Ebro el día 10 de junio. Fuente: SAIH Ebro.....	84
Figura 40: Perfil longitudinal aparente de la turbidez en el Ebro en la campaña de muestreos del 11 de junio. Se incluyen también los datos de turbidez de A1 – Arba en Tauste y G1 – Gállego en Zaragoza.....	85

Figura 41: Caudal circulante por el río Gállego durante la campaña de muestreos del 11 de junio. Fuente: SAIH Ebro.....	85
Figura 42: Relación entre las mediciones de clorofila, fosfatos y turbidez en los muestreos de mayo a septiembre.....	87
Figura 43: Relación entre las mediciones de turbidez, sólidos en suspensión (SES), demanda química de oxígeno (DQO), y recuentos de <i>Escherichia Coli</i> y de <i>Enterococos Totales</i> en los muestreos de mayo a septiembre.....	88
Figura 44: Relación entre la turbidez y los sólidos en suspensión en las muestras de las campañas de mayo, julio, agosto y septiembre 2018.....	89
Figura 45: Evolución espacial y estacional de la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio.	90
Figura 46: Evolución espacial y estacional de la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio en función de la temperatura media del agua.....	91
Figura 47: Evolución espacial y estacional de la turbidez en el río Ebro a lo largo de la zona de estudio en función del caudal al principio de la misma.....	92
Figura 48: Concentración de sólidos en suspensión en E2 - Ebro en Novillas y A1 - Arba en Tauste entre mayo y septiembre de 2018.	93
Figura 49: Resultados de las medidas semanales de transparencia, realizadas utilizando disco de Secchi en Cabañas (asimilable a E4 – Ebro en Alagón) y Vadorrey (asimilable a E9 – Ebro en Puente Giménez Abad).....	94
Figura 50: Desarrollo de vegetación sumergida el 23 de julio de 2018 en el punto de muestreo E6 – Ebro en Juslibol.....	95
Figura 51: Desarrollo de vegetación sumergida el 6 de agosto de 2018 en el punto de muestreo E6 – Ebro en Juslibol.....	96
Figura 52: Desarrollo de vegetación sumergida el 27 de agosto de 2018 en el punto de muestreo E6 – Ebro en Juslibol.	96
Figura 53: Gráfica de correlación entre la transparencia y la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio. Se han utilizado los datos del punto de muestreo de Cabañas de Ebro y de Zaragoza indistintamente, pero siempre y cuando entre la medida de disco de Secchi y la toma de la muestra para la medida de la turbidez no hubieran transcurrido más de 48h.....	97
Figura 54: Evolución del parámetro <i>Enterococos totales</i> a lo largo de la zona de estudio en cada una de las campañas de muestreo entre mayo y septiembre de 2018.	98

Figura 55: Evolución del parámetro <i>Escherichia coli</i> a lo largo de la zona de estudio en cada una de las campañas de muestreo entre mayo y septiembre de 2018.	99
Figura 56: Evolución estacional del parámetro <i>Enterococos totales</i> en dos puntos de muestreo, uno aguas arriba (E5 – Ebro en Monzalbarba) y otro aguas abajo (E9 – Ebro en Puente Giménez Abad) del tramo urbano del Ebro en Zaragoza.....	100
Figura 57: Evolución estacional del parámetro <i>Escherichia coli</i> en dos puntos de muestreo, uno aguas arriba (E5 – Ebro en Monzalbarba) y otro aguas abajo (E9 – Ebro en Puente Giménez Abad) del tramo urbano del Ebro en Zaragoza. Los valores por debajo de 1200 ufc/100 ml deben entenderse como “organismo presente en el volumen de agua analizado”, por debajo del límite de cuantificación..	100
Figura 58: Caudales sólidos estimados en el río Arba en su desembocadura, y en el río Ebro aguas arriba (Novillas) y aguas abajo (Gallur) de dicho punto en las distintas campañas de muestreo de mayo a septiembre de 2018. Cálculos disponibles en http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio	101
Figura 59: Caudal sólido filtrado entre Gallur y Juslibol y densidad de <i>Corbicula spp.</i> inferida en ese tramo del río Ebro utilizando medidas de los distintos perfiles de muestreo y datos SAIH.	102
Figura 60: Relación entre sólidos en suspensión y turbidez para las muestras correspondientes a los puntos de muestreo E1, E2, E3, E4, E5, E6 (río Ebro) y A1 (río Arba) en los muestreos físico-químicos de mayo, julio, agosto y septiembre.	104
Figura 61: Caudal sólido filtrado entre El Bocal y Juslibol y densidad de <i>Corbicula spp.</i> inferida en ese tramo del río Ebro utilizando medidas de los perfiles de muestreo, la red de alerta de la calidad de aguas y datos SAIH.	105
Figura 62: Relaciones entre sólidos en suspensión (SES) y concentración de clorofila planctónica en las muestras del río Ebro entre Gallur y Zaragoza en junio, julio y septiembre de 2016 para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).	106
Figura 63: Relaciones entre concentración de clorofila planctónica y materia orgánica en las muestras del río Ebro entre Gallur y Zaragoza en junio, julio y septiembre de 2016 para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).	108
Figura 64: Relaciones entre sólidos en suspensión (SES) y materia orgánica en las muestras del río Ebro entre Gallur y Zaragoza en junio, julio y septiembre de 2016 para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).	109

Figura 65: Pluma creada por los aportes de sólidos en suspensión del río Arba en su desembocadura en el río Ebro junto a la localidad de Gallur. De izquierda a derecha, junio 2013, junio 2014, abril 2017 y junio 2018 (elaboración propia a partir de imágenes aéreas disponibles en Google Earth). 110

Figura 66: Estacionalidad de las tasas de filtrado de *Corbicula spp.* observada en Cheng (2015). La tasa de filtrado disminuye drásticamente en otoño para el río Red Clay (columnas de la derecha)..... 112

1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA), en su artículo 8, obliga a los estados miembros a establecer programas de seguimiento de la calidad de las aguas, con objeto de obtener una visión general coherente y completa del estado de estas en cada demarcación hidrográfica.

La valoración del estado de los objetivos ambientales del Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro 2015 – 2021 establece que algunas masas de agua del tramo medio del río Ebro (entendiendo como tal el que discurre por Navarra y Aragón hasta el embalse de Mequinenza) se encuentran en mal estado debido a incumplimientos en el estado biológico y en el estado físico-químico, estableciendo dichas masas de este tramo como excepción con prórroga a 2027.

El Ebro en dicho tramo medio ha experimentado durante los últimos años una notoria transformación en relación a la turbidez de sus aguas. El aumento de la transparencia en los meses de estiaje, claramente apreciable mediante observación directa, ha favorecido la proliferación de macrófitos sumergidos.

En asociación con estos últimos, también han proliferado varias especies de simúlidos, que utilizan el soporte de estas plantas acuáticas para el desarrollo de su fase larvaria de pupa ([Gobierno de Aragón, web](#); [Ruiz, 2012](#)). La evidente transformación del aspecto del río junto con las molestas picaduras de los simúlidos adultos han generado desde el año 2011 cierta alarma social en localidades ribereñas como Zaragoza.

Transformaciones análogas a las observadas para el tramo medio del Ebro han sido previamente descritas en el tramo bajo del Ebro (entendiendo como tal el que discurre desde el embalse de Mequinenza hasta su desembocadura) a partir del año 2000, y también posteriormente para tramos bajos de sus afluentes Cinca y Segre. Dichos cambios han motivado en el caso del Bajo Ebro diversos estudios y planes de gestión específicos ([Ibáñez et al, 2008](#); [CHE, 2010](#); [Durán, 2011](#)), que incluyen la generación de crecidas artificiales desde el Embalse de Mequinenza desde el año 2002.

Pese a los mencionados estudios y planes de gestión, la transparencia ha seguido aumentando y no se ha logrado una mitigación efectiva de la proliferación de macrófitos sumergidos en el tramo aguas abajo del Embalse de Flix, y el exceso de esta vegetación acuática sigue generando molestias a su población, así como gastos económicos a las administraciones públicas y empresas privadas. Así, los simúlidos son controlados desde el año 2006 mediante aplicación de compuestos biológicos que atacan específicamente a sus fases larvarias ([López, 2006](#)), los problemas para la navegación se abordan mediante corte de



macrófitos desde varias embarcaciones, y las distintas tomas de agua por bombeo directo en ese tramo requieren un mantenimiento adicional.

En el tramo medio del Ebro, la dinámica de nutrientes y la evolución de la turbidez fueron estudiadas específicamente por [Torrecilla et al. \(2005\)](#), observando una tendencia creciente de la turbidez en el Ebro entre El Bocal y Zaragoza en un perfil de muestreo con 15 estaciones en septiembre de 2002. Sin embargo, los sólidos en suspensión (un parámetro estrechamente ligado a la turbidez) en el tramo Gallur – Zaragoza muestran una tendencia decreciente en los informes de seguimiento de la biomasa algal planctónica de los años 2015 y 2016 (CHE, 2015; CHE, 2016). Este cambio en la evolución espacial es coherente con el notorio aumento de la transparencia observado en la ciudad de Zaragoza.

Las marcadas diferencias hidrogeomorfológicas entre el “tramo bajo” y el “tramo medio” del Ebro ofrecen la oportunidad de contrastar los resultados de los estudios en ambas zonas. La corroboración (o no), en el tramo medio del Ebro, de la importancia relativa de los factores identificados como causantes del aumento de la transparencia y de la proliferación de macrófitos en su tramo bajo, puede contribuir a la fundamentación de las medidas de gestión futura en ambos contextos.

El presente estudio se interesa por los 160 kilómetros del río Ebro comprendido entre El Bocal (Navarra) y Pina de Ebro (Aragón), que comprenden las siguientes masas de agua (Figura 1, y cartografía detallada en ANEXO 1):

- ES091MSPF449: río Ebro desde el río Queiles hasta el río Huecha.
- ES091MSPF450: río Ebro desde el río Huecha hasta el río Arba de Luesia.
- ES091MSPF451: río Ebro desde el río Arba de Luesia hasta el río Jalón.
- ES091MSPF452: río Ebro desde el río Jalón hasta el río Huerva.
- ES091MSPF453: río Ebro desde el río Huerva hasta el río Gállego.
- ES091MSPF454: río Ebro desde el río Gállego hasta el río Ginel.
- ES091MSPF455: río Ebro desde el río Ginel hasta el río Aguasvivas.

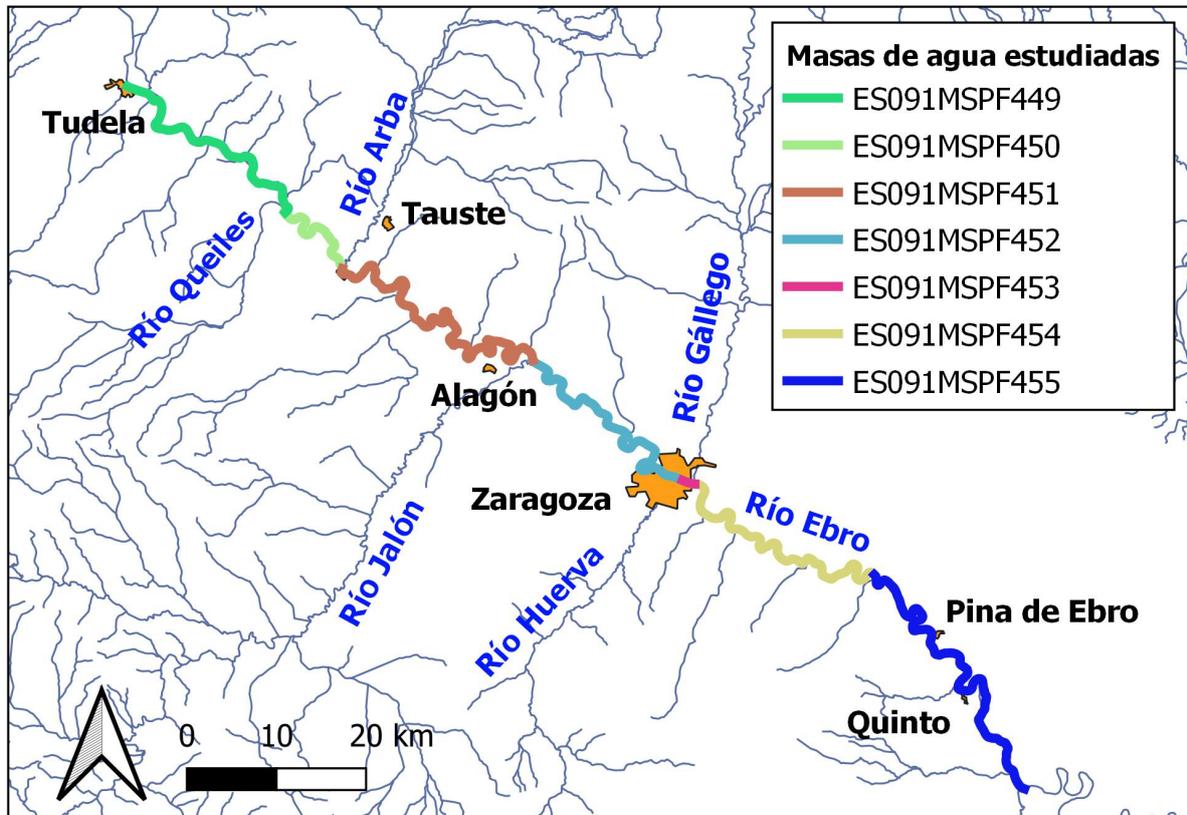


Figura 1: Masas de agua estudiadas, cursos fluviales principales y municipios de referencia en la zona de estudio.

El Ebro en la zona de estudio e inmediatamente aguas arriba de la misma recibe los efluentes provenientes de extensas zonas de agricultura de regadío, instaladas tanto en su propio sistema de terrazas (regadíos del Canal Imperial de Aragón, del Canal de Tauste, y en menor medida bombeos desde el propio río Ebro) como en áreas drenadas por sus afluentes (regadíos de Bardenas en la cuenca del río Arba, principalmente). Se trata además de una zona relativamente poblada y con un elevado grado de industrialización, destacando las poblaciones de Tudela (35.000 habitantes) justo aguas arriba del inicio del tramo estudiado, y Zaragoza (661.000 habitantes) más su área metropolitana, al inicio del último tercio del tramo estudiado (ver cartografía en ANEXO 1).

De manera natural, el Ebro en este tramo presenta una gran variabilidad estacional en sus parámetros hidrológicos y físico-químicos, reflejando la influencia del régimen climático mediterráneo en buena parte de su cuenca vertiente (Figura 2).

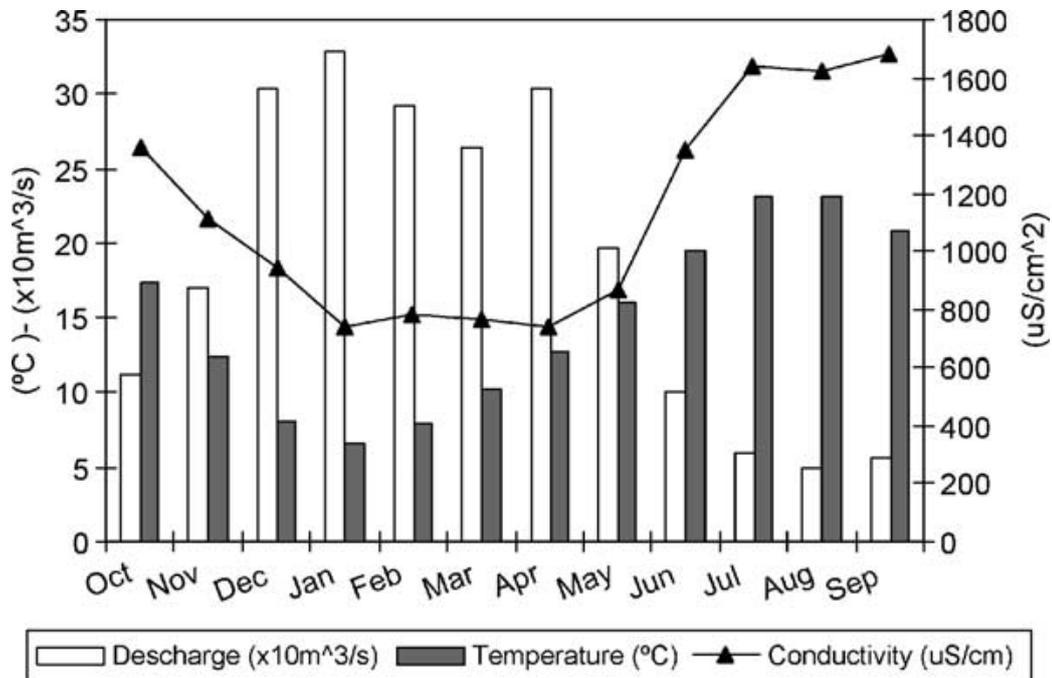


Figura 2: Régimen estacional de caudales, conductividad y temperatura del Ebro en Zaragoza.

En [Torrecilla et al., \(2005\)](#).

Más allá de su variación estacional, los datos recogidos por las estaciones pertenecientes a la red de alerta de la calidad de las aguas permiten constatar que en la zona de estudio se producen variaciones muy importantes en la turbidez en cuestión de minutos, pudiéndose desplazar un incremento de la misma por toda la zona de estudio en aproximadamente 24h (Figura 3).

En el ejemplo de la Figura 3 se produce un incremento de 60 NTU a 180 NTU en la estación SAICA 902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal) entre las 20 y las 24h del 10 de junio de 2018, y ese incremento es detectado por la estación SAICA 909 – Ebro en Zaragoza – La Almozara unas 24h más tarde. Esta velocidad de desplazamiento es también observable para otros incrementos de turbidez entre el 13 y el 16 de junio.

Esta variabilidad temporal y desplazamiento espacial debe ser tomada en cuenta a la hora de la interpretación de los datos históricos y de los resultados de los muestreos del presente estudio.

902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal) – Turbidez (NTU)



909 – Ebro en Zaragoza-La Almozara – Turbidez (NTU)



Figura 3: Variación temporal y desplazamiento espacial de la turbidez en la zona de estudio.

Las abundantes infraestructuras de regulación aguas arriba de la zona de estudio no impiden la existencia de importantes y frecuentes crecidas invernales y primaverales, durante las que se activa una notoria dinámica fluvial de erosión, transporte y sedimentación en el espacio entre motas.

El sistema de regulación de caudales resulta efectivo para el mantenimiento de un “caudal preventivo” mínimo de 30m³/s durante los meses de estiaje. Los estiajes en el Ebro en régimen natural eran mucho más acusados, alcanzándose en ocasiones valores de 5 m³/s en Zaragoza. El caudal ecológico mínimo para el río Ebro en Zaragoza está fijado en el Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro en vigor en 11,30 m³/s en el mes de julio, mientras que el caudal ecológico máximo asciende a 35 m³/s para los meses de diciembre, enero y febrero.



El mantenimiento de un “caudal preventivo” ha reducido drásticamente la variabilidad de los caudales durante los meses de verano, no siendo infrecuente que el caudal del Ebro en Zaragoza se mantenga cercano a los citados $30\text{m}^3/\text{s}$ durante muchos días del estiaje.



2. OBJETIVO DEL ESTUDIO

El objetivo de este estudio es determinar cómo ha evolucionado la concentración de nutrientes, la turbidez y la contaminación orgánica y microbiológica en el tramo medio del río Ebro desde el año 2002, y qué influencia han tenido sobre estos parámetros el caudal del río, los vertidos realizados y otros factores potencialmente relevantes.

3. DESCRIPCIÓN DE LOS TRABAJOS REALIZADOS

El presente estudio está basado en:

- a) La revisión y análisis de la información bibliográfica disponible sobre los factores determinantes de la turbidez en ecosistemas fluviales, y sobre la evolución y situación actual de dichos factores en la zona de estudio (río Ebro desde El Bocal hasta Pina de Ebro), que comprende las masas de agua números 448, 449, 450, 451, 452, 453, 454, y 455.
- b) La revisión y análisis de la información hidrológica disponible para la zona de estudio, recopilada fundamentalmente por las distintas redes de control de calidad de las aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro, seleccionando los parámetros estudiados en función de su posible relación con la evolución de la turbidez.
- c) La elaboración de una hipótesis sobre las causas del aumento de transparencia observado en la zona de estudio.
- d) La toma de datos (desde semanales a mensuales) para la configuración de perfiles longitudinales de evolución espacial y temporal de diversos parámetros entre los meses de mayo y septiembre de 2018, mediante la realización de 6 muestreos fisicoquímicos con frecuencia mensual en 15 estaciones, muestreos microbiológicos con frecuencia quincenal en 6 estaciones, y medidas de transparencia con disco de Secchi en dos estaciones.
- e) La contrastación de la hipótesis formulada en c) con los datos obtenidos en d), tanto desde un punto de vista cualitativo como cuantitativo, y la elaboración de unas conclusiones al respecto.

Las consideraciones metodológicas específicas correspondientes a la revisión de la información hidrológica histórica y a las distintas campañas de toma de muestras y obtención de datos en campo serán expuestas en los correspondientes apartados.

4. REVISIÓN Y ESTUDIO DE LA INFORMACIÓN PREVIA

4.1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DE LOS FACTORES CON INFLUENCIA EN LA TURBIDEZ DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES

4.1.1. Concentración de nutrientes y productividad de fitoplancton

La productividad del fitoplancton se ha identificado tradicionalmente como la responsable de buena parte de la turbidez del Ebro durante los meses estivales ([Ibáñez et al., 2008](#); [Torrecilla et al., 2005](#)). Dicha productividad suele medirse mediante el contenido en clorofila de las aguas y depende fuertemente de la cantidad de nutrientes presentes en el agua, y en particular del nitrógeno y el fósforo en formas asimilables por las algas fotosintéticas.

En nuestra zona de estudio, [Torrecilla et al. \(2005\)](#) constataron un marcado descenso en las concentraciones medias de fosfatos (PO₄-P) en las estaciones de El Bocal, La Almozara y Presa de Pina a partir del año 1993 (Figura 4), coincidiendo con la instalación de depuradoras en las principales ciudades de la zona de estudio (Zaragoza) y de su área de influencia directa (Tudela). No se tiene constancia de que la reducción en las concentraciones de fosfatos se tradujera en una reducción de la turbidez de las aguas, que en el verano del año 2002 aumentaba “aguas abajo” de acuerdo con los muestreos realizados para el mismo trabajo (Figura 5).

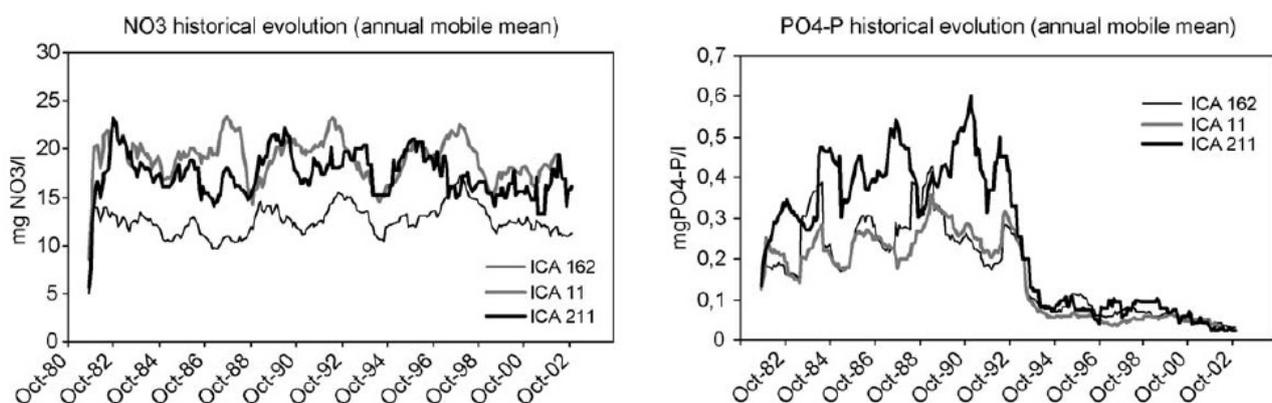


Figura 4: Evolución histórica del contenido en nitratos y fosfatos entre las estaciones CEMAS 0162 (El Bocal), CEMAS 0657 (La Almozara) y CEMAS 0211 (Presa de Pina) entre los años 1981 y 2002, en [Torrecilla et al. \(2005\)](#).

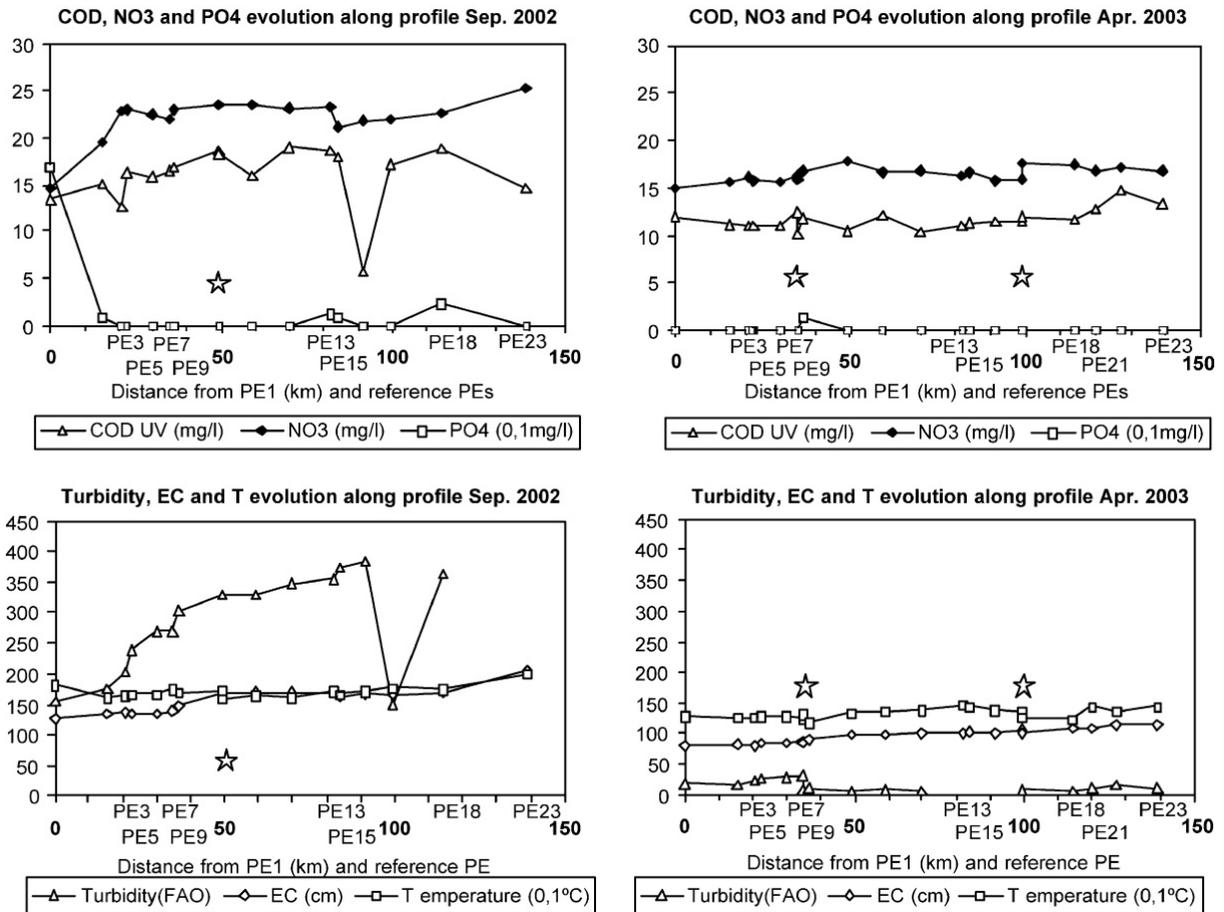


Figura 5: Evolución de los parámetros de turbidez, nitratos, fosfatos (PO4), demanda química de oxígeno (DQO), conductividad y temperatura en dos perfiles de muestreo comprendidos dentro de nuestra zona de estudio en septiembre del año 2002 y en abril del año 2003. En [Torrecilla et al. \(2005\)](#).

Las concentraciones de nitrógeno no muestran en la serie de datos utilizada para ese trabajo (1981-2002) una tendencia clara, lo que se atribuyó a no haberse producido cambios significativos en las fuentes de contaminación agrícola difusa, identificadas como su origen principal.

Análogamente, en el tramo aguas abajo del embalse de Flix las concentraciones de fosfatos (así como las de amonio) se redujeron sustancialmente a partir del año 1996, también coincidiendo con mejoras en la depuración de las aguas residuales urbanas y sin que esta reducción fuera acompañada por un descenso sustancial en la concentración de nitratos (Ibáñez et al, 2007). Los mismos autores apuntan a que el aumento de la transparencia en esa zona se produce “especialmente” a partir del año 2000, es decir, 4 años más tarde que el abrupto descenso de la concentración de fosfatos (Figura 6). Los valores medios anuales de clorofilas totales en Tortosa entre 1990 y 2005 reflejan un claro descenso a partir del año 1996 atribuible

al descenso del contenido de fosfatos, y otro (más drástico todavía) a partir del año 2000 que no parece poder ser explicado por la evolución del contenido en nutrientes.

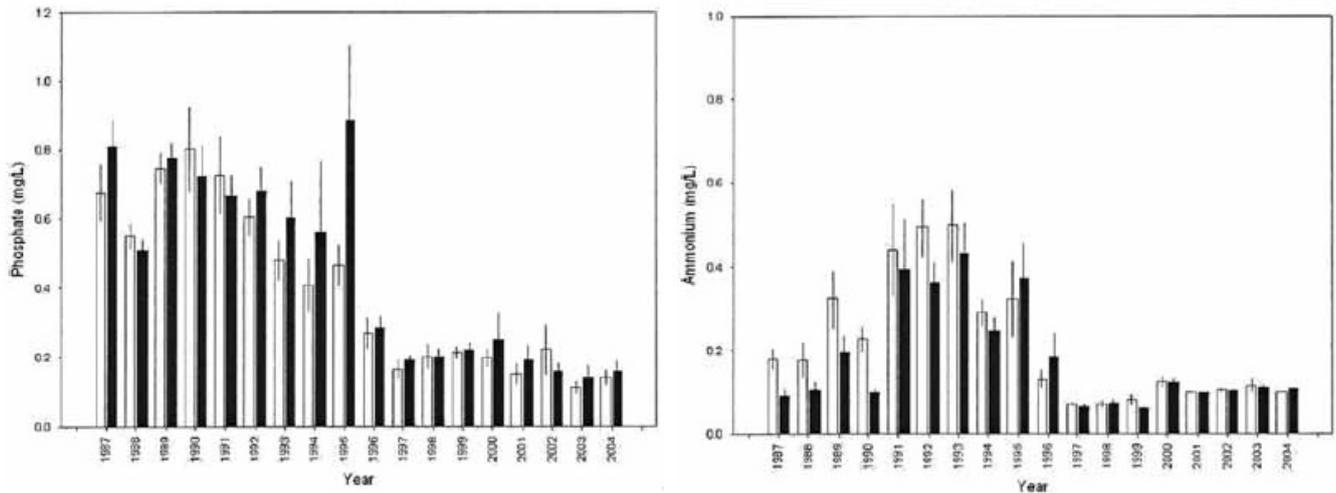


Figura 6: Concentraciones anuales (media y desviación típica) de fosfatos y amonio en las estaciones de monitoreo de Ascó (barras blancas) y Tortosa (barras negras). En [Ibáñez et al. \(2008\)](#).

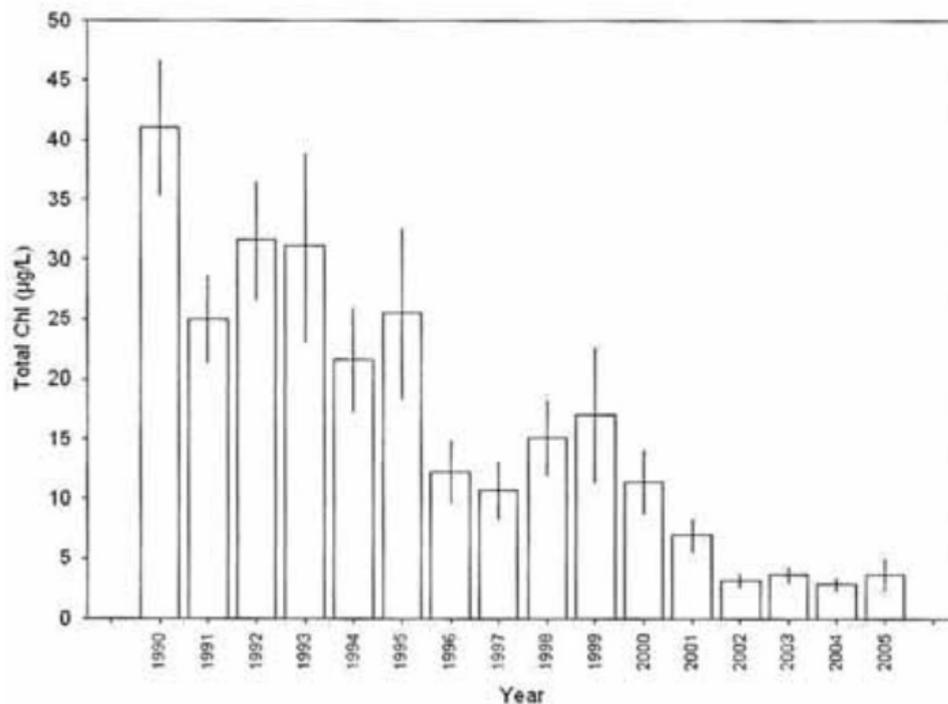


Figura 7: Valores medios anuales de clorofilas totales en Tortosa. Valores calculados a partir de datos del CAT. En [Ibáñez et al. \(2008\)](#).

Posteriormente al 2005 la transparencia ha seguido aumentando en el tramo final del Ebro sin que se observe una reducción significativa de la concentración de fósforo, que en todo caso continúa por encima de los valores que se consideran como limitantes para los organismos autótrofos (CHE, 2010; Durán, 2011).

A partir del año 2005 se realiza un seguimiento de la biomasa algal planctónica en el río Ebro, que se intensifica a partir de 2008 con el objetivo de caracterizar “la problemática relacionada con la disminución del fitoplancton y la proliferación de macrófitos en el tramo bajo del río Ebro” (CHE, 2011). En el informe correspondiente al año 2013 se realiza un análisis de la evolución entre el 2008 y el 2013 del contenido en clorofila en 12 estaciones desde Zaragoza hasta Xerta, sin que los datos muestren una tendencia clara (CHE, 2013).

Análisis posteriores de mucho detalle certifican el buen estado fisiológico de la comunidad fitoplanctónica en la zona aguas arriba del embalse de Mequinenza (incluyendo nuestra zona de estudio) de acuerdo con el índice de Margalef y otros indicadores (CHE, 2014a; CHE, 2015; CHE, 2016).

En los informes de seguimiento de la biomasa algal planctónica no se observa una correlación entre la evolución espacial de la clorofila y la de sólidos en suspensión, parámetro este último que está generalmente ligado a la turbidez (Lenhart *et al.*, 2010). En este sentido, la Figura 8 muestra los resultados del último informe disponible en la web de la CHE, del año 2016, en el que la evolución de sólidos en suspensión en las cuatro estaciones incluidas o muy cercanas a nuestra zona de estudio muestra una tendencia a la baja entre Gallur y Quinto (10 kilómetros aguas abajo del final de nuestra zona de estudio, Pina de Ebro).

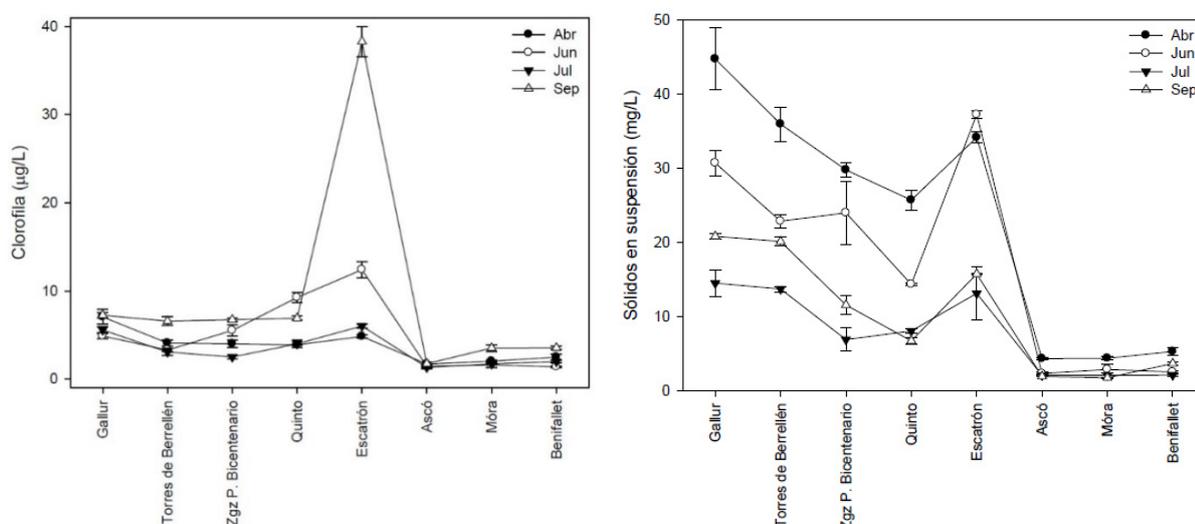


Figura 8: Evolución espacial y temporal de los sólidos en suspensión y de la clorofila en el río Ebro entre Gallur y Benifallet en el año 2016 (en CHE, 2016).

La evolución de los valores de clorofila en esas mismas estaciones no muestra la tendencia decreciente observada en los sólidos en suspensión. Sus valores absolutos máximos (correspondientes al muestreo de septiembre, salvo en el punto de Quinto en junio) tampoco se correlacionan con los máximos de sólidos en suspensión (correspondientes al muestreo de abril). La falta de correlación entre los valores de clorofila y de sólidos en suspensión en los puntos de muestreo comprendidos en nuestra zona de estudio se observa también en las correspondientes gráficas del informe de seguimiento del año 2015 (Figura 9).

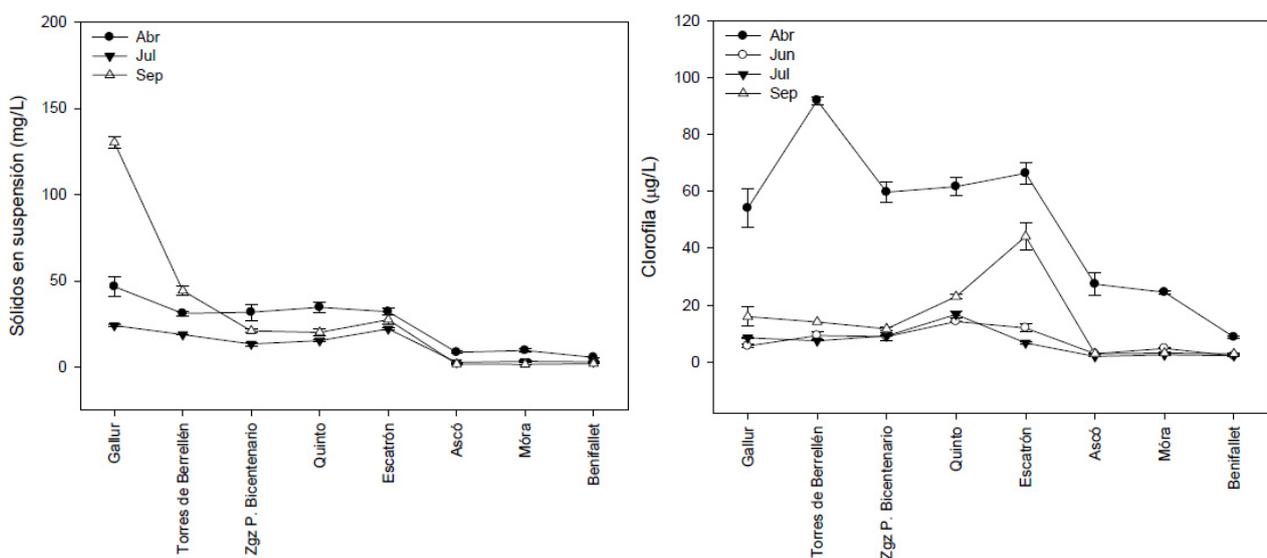


Figura 9: Evolución espacial y temporal de los sólidos en suspensión y de la clorofila en el río Ebro entre Gallur y Benifallet en el año 2015 (CHE, 2015).

4.1.2. Vertidos de aguas residuales urbanas e industriales

Partiendo de una situación generalizada de ausencia de depuración de los vertidos de aguas residuales urbanas en la cuenca del Ebro durante los años 80, la progresivamente más exigente legislación europea ha ido impulsando la instalación de estaciones de depuración de aguas residuales (EDARs) tanto en la zona de estudio como en las cuencas vertientes a la misma.

Incluso sin un tratamiento terciario específico, al interceptar buena parte de los caudales sólidos las EDARs reducen la cantidad total de nutrientes en sus correspondientes vertidos. Por el mismo motivo, son eficaces en la interceptación de un gran número de sustancias tóxicas como por ejemplo los metales pesados, cuyas concentraciones son altas en los lodos de depuradora, y también reducen parcialmente los aportes de microorganismos patógenos al ecosistema fluvial.



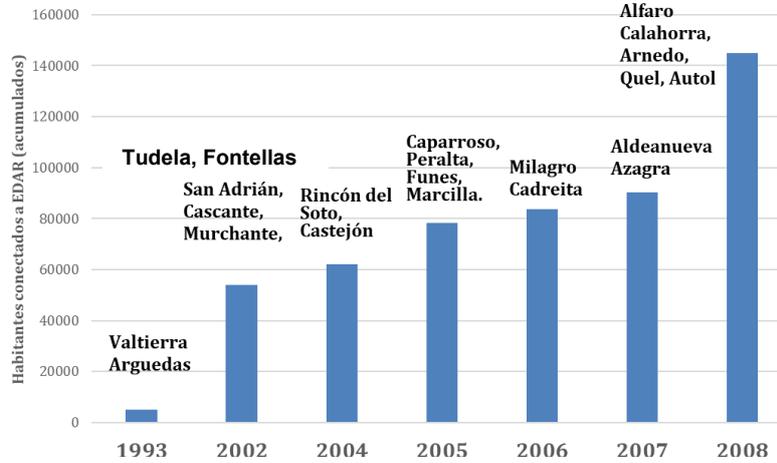
La influencia directa de la instalación de una EDAR en el aumento de la transparencia y la proliferación de macrófitos sumergidos es reconocida para el caso de la EDAR de Lleida, habiéndose asociado su instalación a una transformación radical de las condiciones del Segre aguas abajo de la misma ([CHE, 2010](#)). Si bien en ese trabajo se apunta a que un insuficiente régimen de avenidas también pudo influenciar este proceso, dicho régimen no varió sustancialmente antes y después de la fecha de la instalación de la EDAR por lo que no parece que pudiera ser un factor determinante.

Además de las mejoras en la depuración de las aguas residuales urbanas, en esta zona es especialmente relevante la evolución de los vertidos de la empresa química ERCROS (anteriormente denominada Erkimia).

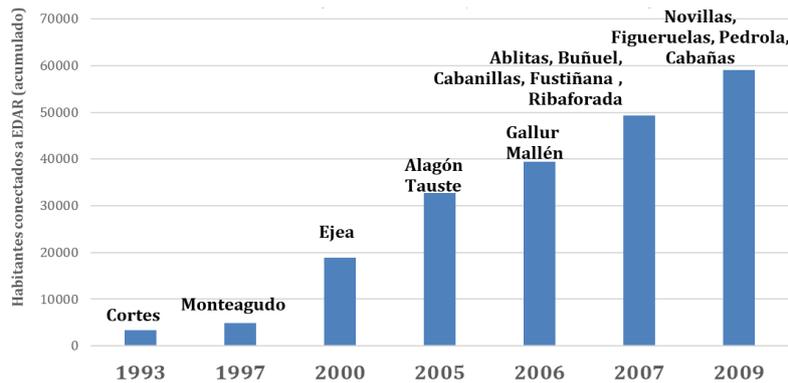
Para caracterizar la evolución de los vertidos urbanos e industriales en el Ebro medio hemos realizado un análisis preliminar de la información disponible sobre la instalación de EDARs en nuestra zona de estudio y en las partes próximas de las cuencas vertientes a la misma (tanto del Ebro como de los afluentes principales en el tramo estudiado).

La Figura 10 muestra cómo la población conectada a EDARs aumentó significativamente entre los años 2000 y 2010 tanto en el área de influencia aguas arriba, como en la propia zona de estudio entre El Bocal y Zaragoza. La información ofrecida por la Figura 9 debería afinarse con la estimación de los habitantes equivalentes atendidos por cada EDAR. La distribución espacial de estas depuradoras puede consultarse en el ANEXO 1, rotuladas con el año de su puesta en funcionamiento.

Población conectada a EDAR en la zona de influencia de la estación CEMAS 0162 - Ebro / Pignatelli (incluye tramos bajos de los ríos Arga y Aragón).



Población conectada a EDAR entre las estaciones CEMAS 0162 - Ebro / Pignatelli y 0657 - Ebro / La Almozara (incluye tramos bajos de los ríos Arba y Huecha).



Población conectada a EDAR entre las estaciones CEMAS 0657 - Ebro / La Almozara y 0211 - Ebro / Presa Pina (incluye tramos bajos de los ríos Gállego y Huerva).

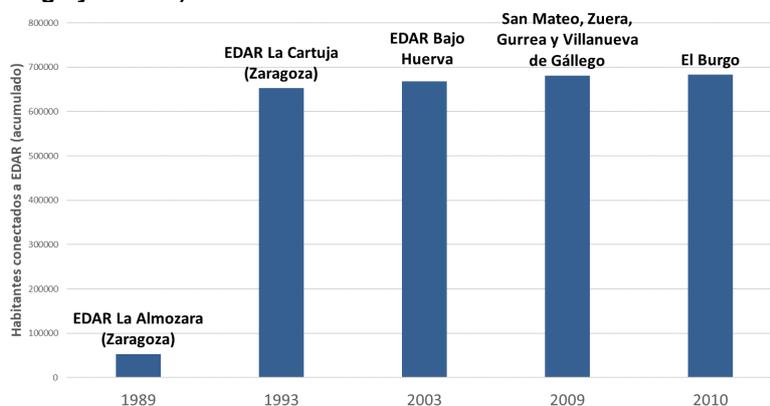


Figura 10: Evolución de la población conectada a depuradoras en la zona de estudio y sus áreas de influencia. Elaboración propia a partir de datos de NILSA, Dirección General de Aragón y Gobierno de la Rioja.

Con la información de la que disponemos, la Figura 11 sintetiza la evolución histórica de la depuración de aguas residuales urbanas e industriales en la zona de estudio y su área de influencia: Tras un primer periodo a principios de los años 90 en el que solo las grandes aglomeraciones urbanas instalaron sus EDARs, las pequeñas y medianas poblaciones hicieron lo propio entre los años 2000 y 2009, acumulando una población equivalente similar a la de las grandes aglomeraciones.

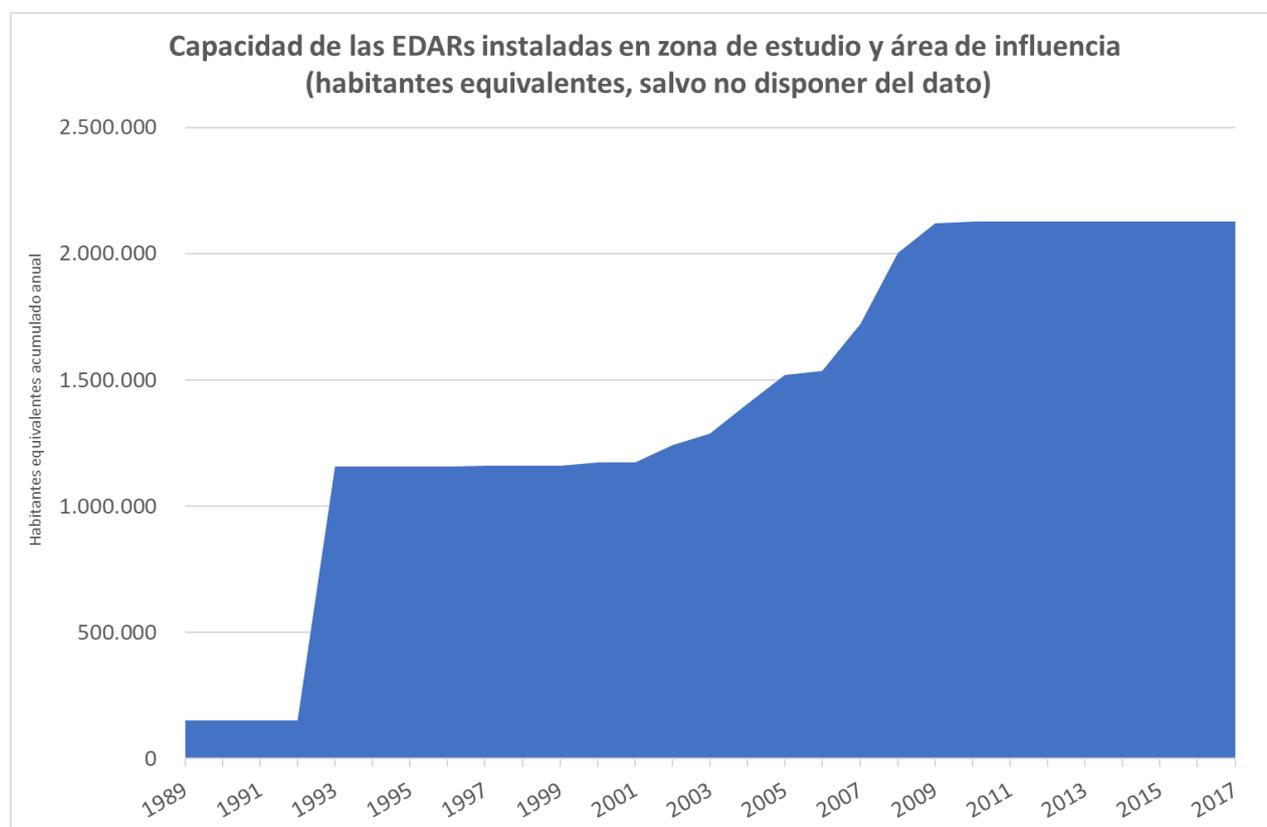


Figura 11: Evolución aproximada de la capacidad de las EDARs instaladas (en habitantes equivalentes) en la zona de estudio y su área de influencia. Elaboración propia a partir de datos de NILSA y Dirección General de Aragón.

4.1.3. Acción de organismos filtradores

Sin pretender realizar un listado exhaustivo de los organismos filtradores presentes en el ecosistema del Ebro, se presentan aquí algunos datos sobre las especies que por su abundancia y elevada capacidad de filtración pueden tener influencia en la clarificación de sus aguas.

Dreissena polymorpha

Se ha constatado el elevado potencial del mejillón cebra para colonizar rápida e intensamente, y modificar la claridad de las aguas de lagos y embalses mediante el filtrado e ingesta de fitoplancton y otros sólidos en suspensión presentes en las mismas ([Holland, 1993](#); [Yu & Culver, 1999](#); [Caraco et al., 1997](#)). Dicha capacidad puede ser incluso utilizada en el tratamiento de aguas residuales mediante la creación de biofiltros para aumentar la transparencia de los efluentes ([Elliot et al., 2008](#)).

Originario de los mares Caspio, Aral y Negro, debido a su necesidad de fijarse en un sustrato inmóvil es un organismo mejor adaptado a lagos, embalses y ríos con poca corriente que a ríos con cierta corriente y dinámica fluvial, en los que las ubicaciones adecuadas para su fijación se reducen sustancialmente ([Durán et al., 2007](#); [Morales et al., 2013](#)). En la cuenca del Ebro, se cita por primera vez en el embalse de Ribarroja en el año 2001, con unas concentraciones de 500 ejemplares por metro cuadrado que sugieren que se encontraba ya presente desde hacía algún tiempo ([Altaba et al., 2001](#)).

Desde entonces, ha colonizado un gran número de embalses por toda la cuenca, sin que las restricciones implementadas sobre la navegación hayan resultado eficaces para el control de su expansión (www.chebro.es). Otros vectores de dispersión incluyen el transporte de utensilios y materiales de la pesca deportiva (incluyendo, pese a su prohibición, el cebo vivo), y los mecanismos naturales relacionados con la capacidad de sus gloquidios de ser transportados pasivamente a favor de las corrientes fluviales, o en múltiples direcciones adheridos a las aves acuáticas ([Banha et al., 2016](#)).

En los embalses del Bajo Ebro *Dreissena polymorpha* alcanzaba grandes densidades al poco tiempo de ser identificados por primera vez, no solo en el embalse de Ribarroja sino también en el de Mequinenza ([Araújo et al., 2010](#)). También a los pocos años de su descubrimiento tapizaba las rocas del fondo en algunos tramos del cauce del Ebro aguas abajo de dichos embalses, determinados principalmente por una menor velocidad de la corriente y la disponibilidad de un sustrato duro y estable ([Sanz-Ronda, 2014](#)).

Un estudio comparativo de la resistencia de los bivalvos exóticos *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea* y la náyade autóctona *Potomida litoralis* frente a la contaminación por mercurio ligada a los vertidos de la ya mencionada empresa química Ercros en Flix, indica una mayor resistencia de la náyade local ante este tóxico, siendo el mejillón cebra el más vulnerable de las dos especies exóticas de bivalvos ([Faria et al., 2010](#)). Esta vulnerabilidad podría haber

retardado la colonización por parte de este último de la cuenca del Ebro, que todavía presenta una “contaminación de fondo” respecto al contenido de mercurio ([CHE, 2016b](#)). Este contaminante era bioacumulado a niveles inusitadamente elevados por los mejillones cebrá en el entorno de Flix ([Carrasco et al., 2008](#)). No obstante, la relativa tardanza en la colonización de la península ibérica por parte del mejillón cebrá suele atribuirse generalmente al efecto “barrera dispersora” de los Pirineos ([Oscoz, 2010](#)).

En el Ebro medio en general y en nuestra zona de estudio en particular la presencia de *Dreissena polymorpha* está muy limitada por la dinámica fluvial activa, que provoca una inestabilidad del fondo que no permite su colonización por un organismo sésil como es el mejillón cebrá. Un muestreo desarrollado por [Morales et al. \(2013\)](#) en un tramo ligeramente aguas arriba de la zona de estudio solo encontró mejillones cebrá en los huecos protegidos existentes en las escolleras de bloques, estando ausente en todas las parcelas del fondo del cauce. Nuestras propias observaciones permiten afirmar que en la zona de estudio sus poblaciones son muy limitadas, pudiendo considerarse insignificantes en comparación con las de *Corbicula spp.* como veremos a continuación.

Corbicula spp.

Conocida popularmente como “almeja asiática”, si bien se considera autóctona también en la parte más oriental de Europa, en África y en Australia, y su distribución actual la sitúa en todos los continentes salvo la Antártida. Si bien está legalmente considerada una especie invasora, el hecho de estar presente en el registro fósil europeo y americano correspondiente a buena parte de los periodos interglaciares del cuaternario ([Araújo, 1993](#); [Meijer & Preece, 2000](#)), su expansión durante el S. XX también puede ser considerada una “recolonización post-glacial” ([Pfenninger et al., 2002](#)). En este sentido, Meijer (1997) considera que “*no parece haber una razón clara de por qué especies como Corbicula fluminalis y Belgrandia marginata, que fueron tan comunes durante la mayor parte de los pasados interglaciares, no deberían haber regresado a Bretaña durante el Holoceno*”.

Existe una cierta controversia sobre su taxonomía, habiéndose identificado dos especies de este género en la cuenca del Ebro (*Corbicula fluminea* y *Corbicula fluminalis*), si bien algunos autores dudan de esta identificación y otros señalan la existencia de híbridos. Dada la irrelevancia de esta diferenciación desde el punto de vista de su fisiología y capacidad filtradora, en este trabajo utilizaremos el término *Corbicula spp.* para referirnos a todas las poblaciones del género *Corbicula* presentes actualmente en la cuenca del Ebro.

Este bivalvo de agua dulce se caracteriza por su capacidad de colonizar rápida e intensamente masas de agua que cumplan una serie de condiciones (Figura 12). Esta capacidad colonizadora se basa en su madurez sexual temprana, rápido crecimiento (asociado a su elevada capacidad de filtración), prolífica estrategia reproductiva y gran potencial de dispersión de sus gloquidios a través de vectores antrópicos o naturales, siendo incluso capaces de adherirse a las plumas y patas de las aves acuáticas (revisión en [Sousa et al., 2008a](#)) y, al igual que *Dreissena polymorpha*, pueden sobrevivir como adultos el paso por el tracto intestinal de peces migratorios ([Gatlin et al., 2013](#)).

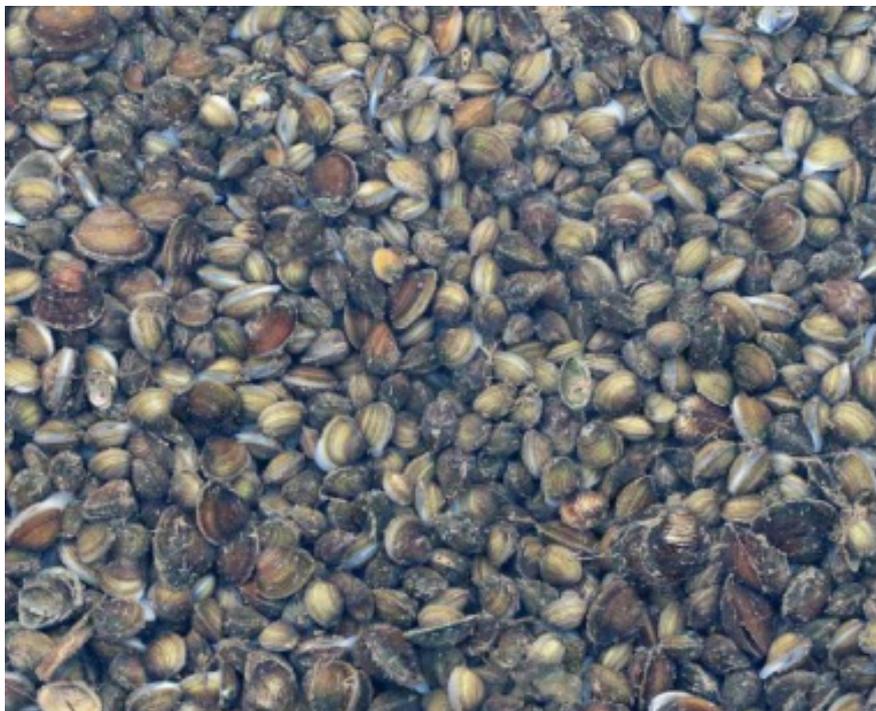


Figura 12: Acumulación de *Corbicula fluminea* en un canal de riego del Delta del Ebro, en fotografía de [López y Quiñonero \(2016\)](#).

Si bien prefiere sustratos arenosos con fracción limosa y arcillosa (que potencia el contenido en materia orgánica), se ha constatado su buena adaptación cualquier tipo de sedimentos con o sin vegetación sumergida ([Sousa et al. 2008b](#)), lo cual le permite colonizar una gran variedad de ecosistemas fluviales y pseudofluviales (canales de riego, navegación...).

Como ejemplos bien documentados de la capacidad de colonización de *Corbicula spp.* es interesante mencionar el caso de Tejas, en el que las divisorias montañosas no fueron obstáculo para su progresiva expansión a la práctica totalidad de los ríos y embalses entre 1964 y 2004



([Karatayev et al., 2005](#)), y el caso del Rhin, en la que coincidiendo con una mejora de la calidad de las aguas y el retorno de algunas especies autóctonas, esta especie consiguió extenderse por la totalidad del tramo medio y bajo de este río en tan solo 4 años ([Hartog et al., 1992](#)).

La capacidad de *Corbicula spp.* de reducir la cantidad de fitoplancton y otras partículas en suspensión en una masa de agua intensamente colonizada por la misma ha sido corroborada por múltiples estudios (revisión en [Sousa et al., 2008a](#)), y justifica la consideración de este organismo como un “ecosystem engineer”, capaz de transformar sustancialmente las condiciones ambientales de las masas de agua que coloniza ([Sousa et al., 2009](#)).

La revisión bibliográfica de los caudales de filtrado (*clearance rates*, la cantidad de agua procesada en su proceso de alimentación) de *Corbicula spp.* realizada por [Cheng \(2015\)](#) ofrece una amplia horquilla según el método de estimación, el tamaño de las almejas y las condiciones ambientales. Los valores máximos estimados por varios autores referenciados en dicho trabajo se sitúan en torno a 20 L/día por individuo. Valores mucho más elevados, de 86 L/ día por gramo de masa corporal de *Corbicula spp.*, han sido utilizados por [Pigneur et al. \(2014\)](#) para modelizar la reducción de la turbidez en el tramo bajo del río Mosa.

Un caso especialmente bien documentado de aumento de transparencia en relación a la presencia de estos bivalvos, apoyado por muestreos de campo y variados ensayos experimentales es el de [Cohen et al. \(1984\)](#). Este estudio identifica la filtración llevada a cabo por densas poblaciones de *Corbicula fluminea* como causante de la reducción en el contenido de fitoplancton observada durante varios años en un sector concreto del río Potomac. Para ello, recaba información analítica, fisicoquímica, microbiológica y experimental que le permite descartar caudales punta, zooplancton, sustancias tóxicas o limitación de nutrientes como causantes de la disminución de fitoplancton observada.

Otro cambio producido por *Corbicula spp.* en las condiciones ambientales es la mayor disponibilidad de nutrientes inorgánicos (principalmente nitrógeno) para la vegetación sumergida mediante el depósito de sus heces y pseudoheces ([Sousa et al., 2008a](#)). Este fenómeno podría reforzar el efecto positivo para este tipo de vegetación del aumento de la transparencia debido a la filtración. En este sentido, [Phelps \(1994\)](#) documentó la reaparición de macrófitos sumergidos asociada a la colonización por parte de *Corbicula spp.* de una zona estuarina del río Potomac, siendo ambas acompañadas por incrementos en la diversidad de ictiofauna y avifauna. Un posterior descenso en la densidad de *Corbicula spp.* en la zona se tradujo en un aumento de la turbidez, la disminución de la abundancia de vegetación sumergida y la reducción de la diversidad de aves y peces.

Entre las condiciones ambientales que limitan la colonización por *Corbicula spp.* cabe mencionar las de temperatura, ya que según [Meijer & Preece \(2000\)](#) varios estudios de laboratorio indican que es una especie termófila, y ello explica que solo aparezca en el registro fósil del pleistoceno del NW de Europa en los periodos interglaciares.

Recientes estudios de campo en Europa han determinado mortandades significativas por debajo de 5°C, y crecimiento positivo solo por encima de 10°C ([Basen et al., 2017](#)), y han planteado las posibles ventajas para la futura expansión de la especie asociada a la presente tendencia de calentamiento global. A modo de referencia, el mejillón cebra presenta mayor resistencia a las bajas temperaturas (hasta 0°C), aunque similar temperatura mínima para el crecimiento que *Corbicula spp.* ([Durán et al., 2007](#)). El análisis geográfico de su distribución realizado por [Crespo & Dolbeth \(2015\)](#) identificó la altitud y la temperatura mínima invernal como un limitante a la colonización de *Corbicula fluminea*, y la latitud y temperatura estival como determinante para su mayor crecimiento y longevidad.

La almeja asiática es además menos tolerante a fluctuaciones ambientales que otros bivalvos de agua dulce, resistiendo peor las altas temperaturas, hipoxia, emersión, y bajo PH (revisión en [Sousa, 2008a](#)). También está ampliamente documentada su tendencia a la bioacumulación y sensibilidad a las sustancias tóxicas, de forma que se reconoce a esta especie un gran potencial como “organismo centinela” para monitorear la calidad en los ecosistemas acuáticos ([Labrot et al., 1999](#); [Cataldo et al., 2001](#); [Phelps, 2003](#); [Cataldo et al., 2010](#), [Vrankovic, 2015](#); [Phelps, 2016](#)).

En particular, se ha documentado la sensibilidad de *Corbicula spp.* al cobre ([Harrison et al., 1984](#);) al arsénico ([Liao et al., 2008](#)), o al mercurio ([Faria, 2010](#)). En este último caso, el estudio realizado en el Bajo Ebro mostró una menor tolerancia de *Corbicula spp.* a la contaminación por mercurio comparada con la del bivalvo dulceacuícola autóctono más común en ese tramo de río, *Potomida litoralis*, como se ha mencionado anteriormente. La intolerancia de *Corbicula spp.* a otras muchas sustancias tóxicas está revisada en [Doherty & Cherry \(1988\)](#).

Se ha establecido también una sensibilidad general a las aguas residuales, tanto en laboratorio ([Cataldo et al., 2001](#)) como en campo mediante el estudio de ejemplares enjaulados expuestos a distintos grados de contaminación de origen urbano e industrial ([Cataldo et al., 2010](#)).

Mientras que en Europa se conoce la presencia de la especie a principios de los 80 (correspondiendo a la desembocadura del Tajo una de las primeras citas, en 1981), en España



se cita por primera vez en el cambio a la siguiente década en el Miño y en el Guadiana ([Quintero, 1990](#); [Araujo et al., 1993](#)).

La primera cita de *Corbicula spp.* en el río Ebro corresponde a su delta y data de 1996 ([López & Altaba, 1997](#)). En el año 2004 se identificó en el embalse de Mequinzenza, ya en Aragón ([Guerrero & Jarne, 2012](#)), y también en las acequias de Peralta en Navarra, ligeramente aguas arriba de nuestra zona de estudio ([Araújo, 2004](#)). En el año 2006 se detecta en el Canal Imperial de Aragón y en el 2007 también en el canal de Tauste ([Guerrero & Jarne, 2012](#)). [Oscosz \(2008\)](#) describe cómo en los muestreos de macroinvertebrados realizados por la CHE en el 2007 se identificó a *Corbicula spp.* en el río Arga en Peralta, mientras que en los del 2008 estaba también presente en Funes (también en el río Arga), Milagro (río Aragón) y Tudela (río Ebro). La expansión de esta especie se certifica en los muestreos de macroinvertebrados del año 2009, en los que ya aparece también en todo el tramo aragonés del río Ebro (comprendiendo, junto con la parte navarra, la totalidad de nuestra zona de estudio) y el tramo bajo del río Jalón ([Oscosz, 2010](#); [Guerrero & Jarne, 2012](#)). La progresiva implantación de esta especie en nuestra zona de estudio y su área de influencia está representada en la Figura 13 y la cartografía del ANEXO 1.

En el año 2010 la observamos por primera vez y en los años sucesivos comprobamos su llamativa abundancia en nuestras actividades de piragüismo interpretativo por la Ribera Alta del Ebro. La gran densidad alcanzada por sus poblaciones en el Ebro medio se certifica en [Morales et al. \(2013\)](#), que constatan en su campaña de muestreo de 2011 en las proximidades de Castejón (Navarra) una densidad media de 5301 almejas/m² (además de la mayor densidad puntual de *Corbicula spp.* medida hasta esa fecha en Europa, 15.100 almejas/m²).

Densidades medias mucho menores fueron estimadas en una campaña de muestreo realizada en el año 2015 en el tramo navarro del Ebro entre Castejón y Novillas, comprendiendo parcialmente nuestra zona de estudio, en la que no se detectaron densidades superiores a 477 almejas/m² ([Javierre-Civera, 2015](#)).

En el Bajo Ebro, tras la identificación inicial las referencias son menos detalladas. Un “importante número de conchas” se encontraron en el 2006 entre Flix y Tortosa ([Oscosz, 2006](#)), y *Corbicula fluminea* (acompañada por *Corbicula fluminalis*) presenta elevadas densidades en la referencia de [Quiñonero & López \(2014\)](#).



Figura 13: Lugar y año de detección de *Corbicula* spp. de la zona de estudio y su área de influencia.

Simúlidos

Los simúlidos en la cuenca del Ebro comprenden varias especies de dípteros con fases larvianas acuáticas que se alimentan por filtración, por lo que viven asociadas a los cursos fluviales ([Ruiz, 2012](#)). Se ha establecido que dichas larvas necesitan para su desarrollo cursos de agua corriente que debe estar relativamente limpia y bien oxigenada, aunque con un cierto aporte de materia orgánica en suspensión ([Gobierno de Aragón](#)).

Las hembras de la especie son hematófagas en su fase reproductiva, y generan molestas picaduras a humanos y otros mamíferos. Tanto en el Bajo Ebro como en nuestra zona de estudio los simúlidos han aparecido asociados a la profusión de macrófitos sumergidos, un soporte utilizado preferiblemente por su fase larvaria de pupa ([Ruiz, 2012](#)).



La abundancia de las poblaciones de “mosca negra” ha alcanzado la consideración de plaga en las localidades ribereñas, creando una gran alarma social desde el año 2005 en el Bajo Ebro y desde el 2011 en nuestra zona de estudio. Grandes densidades de larvas y adultos han sido reportadas para el Bajo Ebro y, al igual que en dicho tramo, los tratamientos con bacilos para reducir el número de larvas se han ejecutado de forma recurrente en nuestra zona de estudio.

La capacidad de los simúlidos de reducir sustancialmente el contenido de fitoplancton de algunos arroyos mediante la alimentación por filtración de sus estados larvarios, ha sido demostrada mediante experimentos de campo ([Maciolek & Tunzi, 1968](#); [Parkes et al., 2004](#)).

Dada la gran profusión de estos organismos tanto en el Bajo Ebro como en nuestra zona de estudio, consideramos que sus efectos sobre el contenido en fitoplancton y otras partículas en suspensión, y por tanto la transparencia de las aguas, pueden ser significativos.

No obstante, su profusión parece estar ligada en nuestra zona de estudio a la proliferación de vegetación sumergida, y ésta sólo pudo desarrollarse favorecida por un aumento previo de la transparencia. Este grupo de dípteros ya estaba presente en el 2008 en nuestra zona de estudio sin alcanzar poblaciones relevantes y sin que se hubiera producido ninguna transformación notoria en este tramo del Ebro.

Por lo tanto, consideramos que la filtración de fitoplancton por parte de los simúlidos no puede ser el causante originario del aumento de transparencia en nuestra zona de estudio ni en el Bajo Ebro, sino un factor sinérgico que puede estar contribuyendo a un mayor incremento de la misma.

La contribución de los simúlidos al aumento de la transparencia podría ser determinada experimentalmente en el Bajo Ebro aprovechando los periódicos tratamientos para la erradicación de sus larvas en extensos tramos del mismo, en analogía con la experimentación desarrollada por [Parkes et al. \(2004\)](#). Los tratamientos que se realizan en el entorno de Zaragoza tal vez pudieran ser utilizados con este mismo fin, aunque por afectar a una menor extensión del cauce la medición del efecto filtrador de los simúlidos puede conllevar una mayor dificultad. En nuestra zona de estudio, el Canal Imperial de Aragón presenta unas condiciones ideales para este tipo de experimentos, ya que cuenta con presencia de abundante vegetación sumergida y por su naturaleza de canal de abastecimiento las condiciones de contorno de un hipotético experimento permanecerían estables durante la duración del mismo.

4.1.4. Alteraciones hidrogeomorfológicas

Un estudio desarrollado durante varios años “para el control de macrófitos” identificó varios factores hidrogeomorfológicos que podrían estar favoreciendo su profusión en el Bajo Ebro ([CHE, 2010](#)), y que se encuentran (junto a otro tipo de factores) resumidos en la Figura 14.

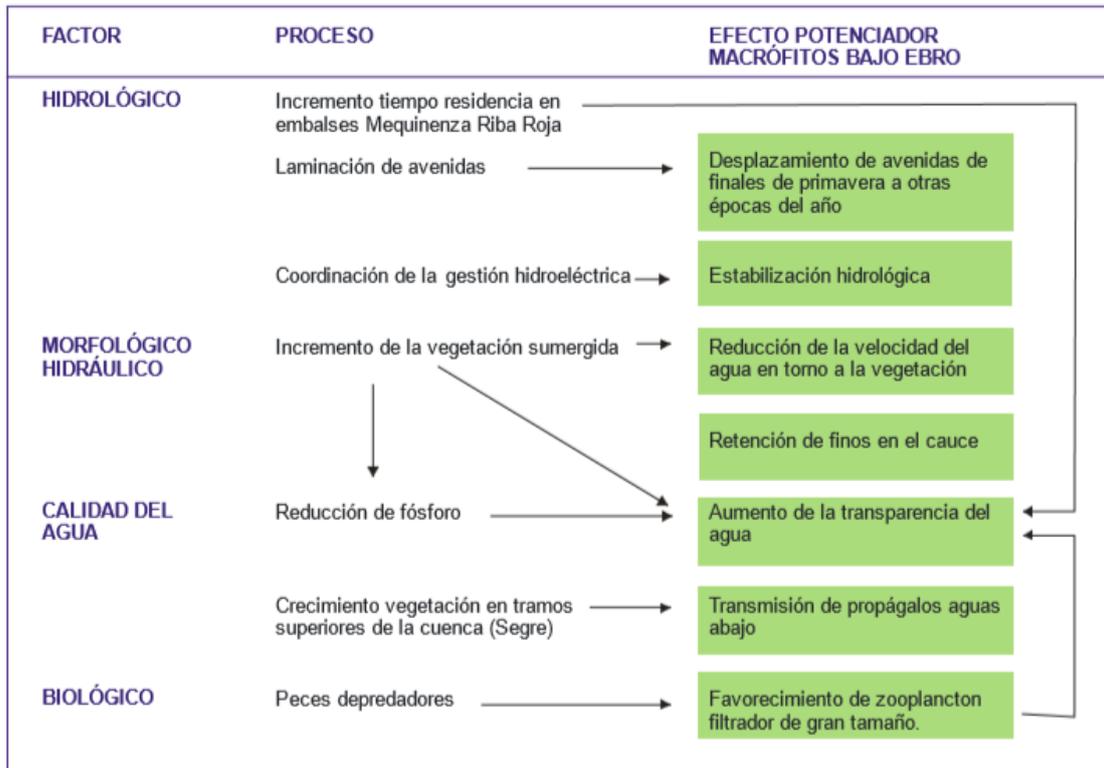


Figura 14: Factores que afectan al desarrollo de macrófitos sumergidos en el Bajo Ebro, en [CHE \(2010\)](#).

En dicho estudio, los tiempos de residencia crecientes en los embalses de Ribarroja y Mequinenza se han identificado como uno de los factores clave en el aumento de la transparencia aguas abajo de los mismos. Las condiciones hidrológicas de nuestra zona de estudio no tienen una relación tan directa con ningún sistema de embalses, por lo que este factor es en principio descartable como causante del aumento de la transparencia observado en la misma desde el año 2011.

Otro factor hidrogeomorfológico que se identifica como fundamental en el desarrollo de los macrófitos sumergidos en el Bajo Ebro es la disminución de la frecuencia y magnitud de los caudales punta asociados a las crecidas aguas abajo de los citados embalses de Riba-roja y Mequinenza. Sin embargo, la existencia de avenidas importantes y recurrencia de caudales altos con alta carga de turbidez sedimentaria en la última década en nuestra zona de estudio no

parece haber minorado la profusión aparentemente creciente de macrófitos durante los meses estivales.

La extensión de la cobertura de macrófitos sumergidos (considerando las distintas especies en su conjunto) parece obedecer según nuestras observaciones principalmente a la disponibilidad fótica en el fondo del cauce, dependiente a su vez de la batimetría y de la transparencia del agua en el río Ebro (Figura 15).



Figura 15: Abundancia de macrófitos sumergidos en el Ebro en Zaragoza en 2012. Nótese su distribución de acuerdo a la batimetría del cauce, condicionada por el canal de navegación existente a la izquierda de esta fotografía de Heraldo de Aragón.

Debe resaltarse no obstante que una alteración importante del régimen de caudales en nuestra zona de estudio es la referida a los caudales de estiaje. Desde el establecimiento a partir de los años 80 de un caudal preventivo de 30m³/s en el Ebro en Zaragoza, los caudales estivales han perdido variabilidad y aumentado y uniformizado sus mínimos.

La pérdida del régimen natural de estiajes ha supuesto la eliminación de un factor limitante para el desarrollo de macrófitos sumergidos, ya que estas plantas acuáticas colonizan las playas de gravas y éstas quedan fuera de las aguas conforme se agudiza el estiaje del Ebro, por lo que la vegetación acuática es eliminada por desecación cuando esto ocurre.

La mayor proliferación de macrófitos sumergidos debida a la desaparición, en buena medida, del factor limitante asociado a los estiajes naturales podría ser un factor sinérgico importante que

afectaría a la mayor transparencia de las aguas según explicaremos en el apartado 4.5, y también por lo comentado en el apartado 4.3.3 sobre la capacidad de filtración de las larvas de simúlidos.

4.1.5. El efecto filtrador de la vegetación sumergida

En [CHE \(2010\)](#) se identifica el incremento de la vegetación sumergida como un factor relevante en el aumento de la transparencia observado en el Bajo Ebro, por retención de sólidos en suspensión sobre los tejidos, y por reducir las velocidades de flujo fomentando la sedimentación de dichos sólidos en suspensión.

Como en el caso del efecto filtrador de los simúlidos, los procesos ligados a la vegetación sumergida pueden constituir un factor sinérgico respecto al aumento de la transparencia. No obstante, un aumento significativo de la transparencia debe producirse inicialmente para permitir el desarrollo de una comunidad vegetal bentónica: El carácter limitante de la transparencia se constata por el fuerte control batimétrico de la extensión de macrófitos en nuestra zona de estudio (Figura 15). Dado que el desarrollo de los macrófitos sumergidos en nuestra zona de estudio “comienza de 0” prácticamente cada primavera, se deduce que existe un factor previo de aumento de la transparencia que permite desde el 2011 dicho desarrollo.

Un estudio específico resulta pertinente en todo caso para cuantificar y establecer la relevancia de este factor a lo largo del ciclo estacional del Ebro medio, dado el excepcional desarrollo que en algunos periodos alcanzan las plantas acuáticas sumergidas en dicho tramo.

4.2. REVISIÓN DE INFORMACIÓN HIDROLÓGICA DE LA RED CEMAS (2002-2017)

4.2.1. *Consideraciones metodológicas y sobre la información disponible*

La información disponible en la base de datos del Área de Calidad de Aguas es extensa y variada, e indubitablemente muy valiosa para éste o cualquier otro estudio sobre la calidad hídrica en la cuenca del Ebro.

Existen limitaciones que restringen la información utilizable en nuestro estudio, principalmente debidas a que el objetivo principal de la red CEMAS no coincide con los de este trabajo, y a que el río Ebro presenta una extrema variabilidad estacional e interanual.

En los siguientes apartados solo se incluirán aquellos datos que en nuestra opinión aportan información relevante para la identificación y caracterización de los factores que han podido y pueden estar interviniendo actualmente en los cambios acaecidos en la transparencia de las aguas del Ebro en la zona de estudio.

En general, se han intentado identificar cambios significativos entre los periodos 2002-2010, antes de detectarse la profusión de vegetación sumergida en el Ebro en nuestra zona de estudio, y 2011 – 2017 posteriormente a dicha transformación. Debido a que el aumento de la transparencia se ha observado principalmente durante los meses estivales, para algunos parámetros se ha realizado un análisis de la evolución de sus concentraciones en esa estación. En el caso algunos parámetros como la clorofila o el fósforo total, en principio muy relevantes para el estudio de la turbidez, la cantidad de los datos disponibles no han permitido dicho análisis estacional.

Las estaciones con mayor número de datos físico-químicos en la zona de estudio son las estaciones CEMAS 0162 - Ebro en Pignatelli, CEMAS 0657 – Ebro en Zaragoza – Almozara y CEMAS 0211 – Ebro en Presa de Pina. También hay estaciones pertenecientes al control operativo de la calidad de las aguas en los tramos finales de los principales afluentes de la zona de estudio, que a efectos de los objetivos de este estudio se consideran relevantes, la estación CEMAS 0060 - Arba de Luesia en Tauste en el río Arba y la estación CEMAS 0089 - Gállego en Zaragoza en el río Gállego. El río Jalón en su desembocadura registra unas aportaciones de caudal que permiten considerarlo como irrelevante para nuestro estudio, salvo situaciones de elevada pluviosidad en su cuenca que provocan eventos de crecida de gran turbidez.

Estas mismas estaciones, con pequeñas variaciones en la ubicación del punto de muestreo, forman parte de la red de control biológico utilizada para el monitoreo del estado ecológico de las masas de agua. A ellas hay que añadirles la estación CEMAS 1164 - Ebro en Alagón y la estación CEMAS 0529 – Ebro en Pina de Ebro que, pese a no disponer de demasiados datos de la calidad fisicoquímica, sí forman parte de la red de control biológico.

Las estaciones CEMAS 0162 - Ebro en Pignatelli y CEMAS 0211 – Ebro en Presa de Pina forman parte además de la Red de Control de Sustancias Peligrosas, disponiendo por tanto de información sobre metales y otros tóxicos, analizados tanto como solutos en el agua como concentrados en los sedimentos y en los tejidos de la ictiofauna.

Complementariamente, en el tramo del Ebro de la zona de estudio se sitúan 3 estaciones activas de la red de alerta de la calidad de las aguas de la CHE (estación SAICA 902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal), estación SAICA 909 – Ebro en Zaragoza – La Almozara y la estación SAICA 905 – Ebro en Presa Pina) con medidas en continuo de todos o algunos de estos parámetros (según la estación): oxígeno disuelto, amonio, temperatura, conductividad, nitratos, fosfatos, pH y turbidez. Existen datos históricos de otra estación de la red de alerta de la calidad de las aguas actualmente inactiva, ubicada en Cabañas de Ebro.

La ubicación de las estaciones de control de calidad de aguas descritas anteriormente puede consultarse en el ANEXO 1.

4.2.2. Evolución temporal y espacial de nutrientes

La evolución del contenido en fosfato en las estaciones CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli, CEMAS 0657 – Ebro en Zaragoza - Almozara, y CEMAS 0211 – Ebro en Presa Pina entre el 2001 y el 2017 se muestran en la Figura 16. Mientras que la tendencia es creciente en la estación CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli, al inicio de la zona de estudio, se observa una tendencia decreciente en la estación CEMAS 0211 – Ebro en Presa Pina. Esta tendencia es también decreciente pero poco significativa en la estación CEMAS 0657 – Ebro en Zaragoza – Almozara.

Evolución fosfatos

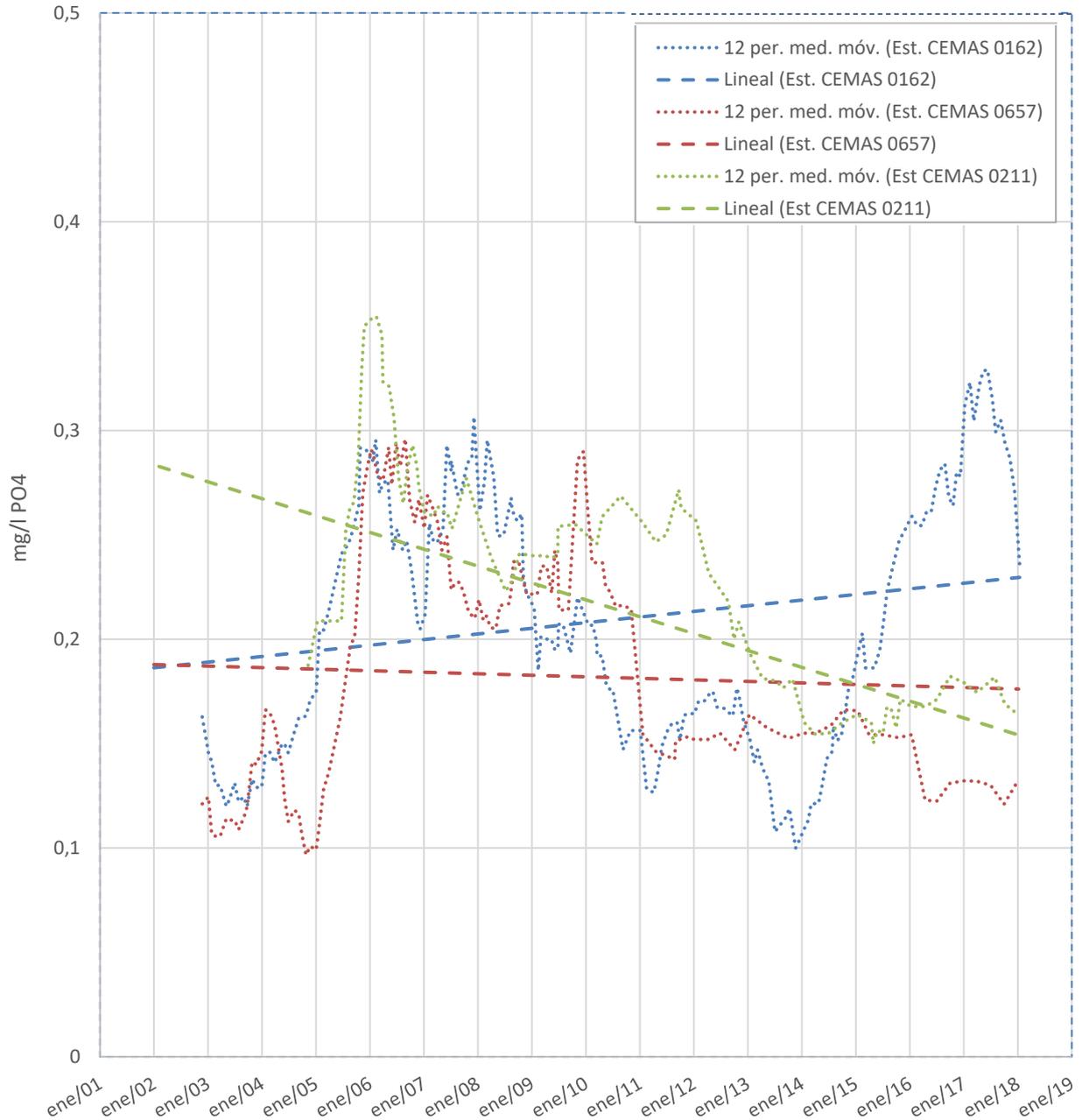


Figura 16: Evolución histórica de los fosfatos en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

La tendencia creciente en la estación CEMAS 0162 está acompañada de una marcada oscilación de los valores medios entre aproximadamente 0,1 mg/L (media móvil años 2003 y 2013) y cercanos a 0,3 mg/L (media móvil años 2007 y 2017). Estas variaciones pudieran ser las causantes de una tendencia tan solo aparentemente creciente para el periodo estudiado.

Aunque las tendencias son decrecientes para las otras dos estaciones CEMAS 0657 y 0211, los valores de las medias móviles al principio y al final del periodo analizado (2002 a 2017 para la mayoría de las estaciones) no difieren demasiado. Puede concluirse que no hay en la evolución del contenido en fosfatos un reflejo evidente de los notorios cambios en el ecosistema del tramo medio del Ebro en torno al año 2011.

Esta falta de vínculo claro entre la evolución del contenido en fosfatos y los cambios en las condiciones de turbidez y profusión de vegetación acuática sumergida puede afirmarse también respecto a la evolución y medias móviles de las concentraciones de fósforo total en las mismas estaciones de la zona de estudio (Figura 17). Este gráfico permite además descartar una evolución espacial clara en las concentraciones de fósforo total entre las 3 estaciones, bien distribuidas a lo largo de la zona de estudio, algo que ya indicaban los datos representados en la Figura 16.

La tendencia más marcada corresponde a la estación CEMAS 0657, que muestra unos valores de media móvil (n=12, basada en los últimos 12 análisis disponibles en cada fecha) elevados en torno a los años 2002 a 2004. Entre los años 2005 y 2017, sin embargo, no se observa una tendencia significativa en los valores medios de fósforo total, ni en esta estación CEMAS 0657 ni en las estaciones CEMAS 0162 y CEMAS 0211.

Evolución fósforo total



Figura 17: Evolución de la concentración de fósforo total en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

En cuanto al contenido en nitratos, la tendencia más clara la muestra la estación CEMAS 0657 - Ebro en Zaragoza - Almozara, cuyos valores de media móvil (n=12) se reducen a partir del año 2008 (Figura 18). Son también decrecientes, aunque menos acusadas, las tendencias de los valores de las estaciones CEMAS 0162 Ebro en Pignatelli y CEMAS 0211 Ebro en Presa Pina. Todas las estaciones muestran un cierto descenso de sus valores de media móvil (n=12) en torno a los años 2011-2012, pero estos valores vuelven a incrementarse a partir de 2014-2015.

La tendencia decreciente de la concentración de nitratos en las estaciones CEMAS de nuestra zona de estudio en relación a los periodos 2002-2010 respecto a 2011-2017 podría denotar un mayor consumo de nitratos por parte de las plantas acuáticas sumergidas, dado que no hay una diferencia significativa en las condiciones de caudal entre ambos periodos en su conjunto. No obstante, ese proceso no explicaría por qué en la estación CEMAS 0657 Ebro en Zaragoza - Almozara con una misma situación de gran abundancia de masa vegetal sumergida en los años 2012 y 2017, los valores medios de nitratos coinciden respectivamente con los mínimos y los máximos de ese mismo periodo.

Por otro lado, la tendencia espacial al aumento de la concentración en nitratos desde la estación CEMAS 0162 Ebro en Pignatelli a las estaciones CEMAS 0657 Ebro en Zaragoza – Almozara y CEMAS 0211 Ebro en Presa Pina, que es bastante clara hasta el año 2008, no se aprecia tan claramente en los años posteriores, en los que las concentraciones medias tienden a ser más similares.

Evolución nitratos

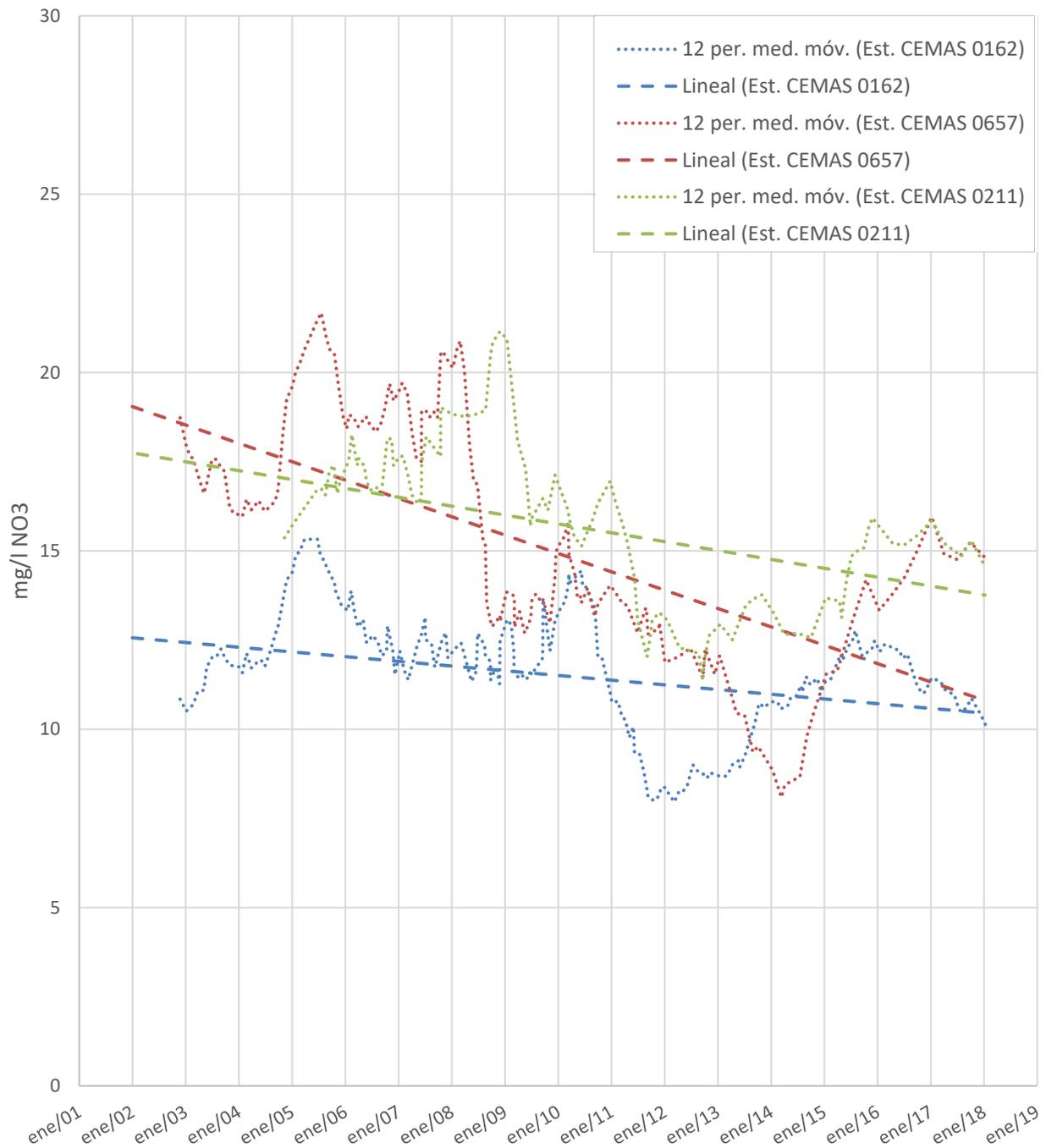


Figura 18: Evolución de la concentración media de nitratos en tres estaciones CEMAS del área de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles en esa fecha) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

4.2.3. Evolución temporal y espacial de los indicadores de contaminación orgánica

La evolución histórica del parámetro oxígeno disuelto no muestra una tendencia muy marcada en ninguna de las tres estaciones con mayor y más completo registro de datos fisicoquímicos de la zona de estudio: estaciones CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli, CEMAS 0657 – Ebro en Zaragoza - Almozara y CEMAS 0211 – Ebro en Presa Pina. Tampoco la tendencia espacial es excesivamente marcada, si bien los valores de las estaciones CEMAS 0657 y CEMAS 0211 muestran valores ligeramente menores que la estación CEMAS 0162 en la concentración de oxígeno disuelto.

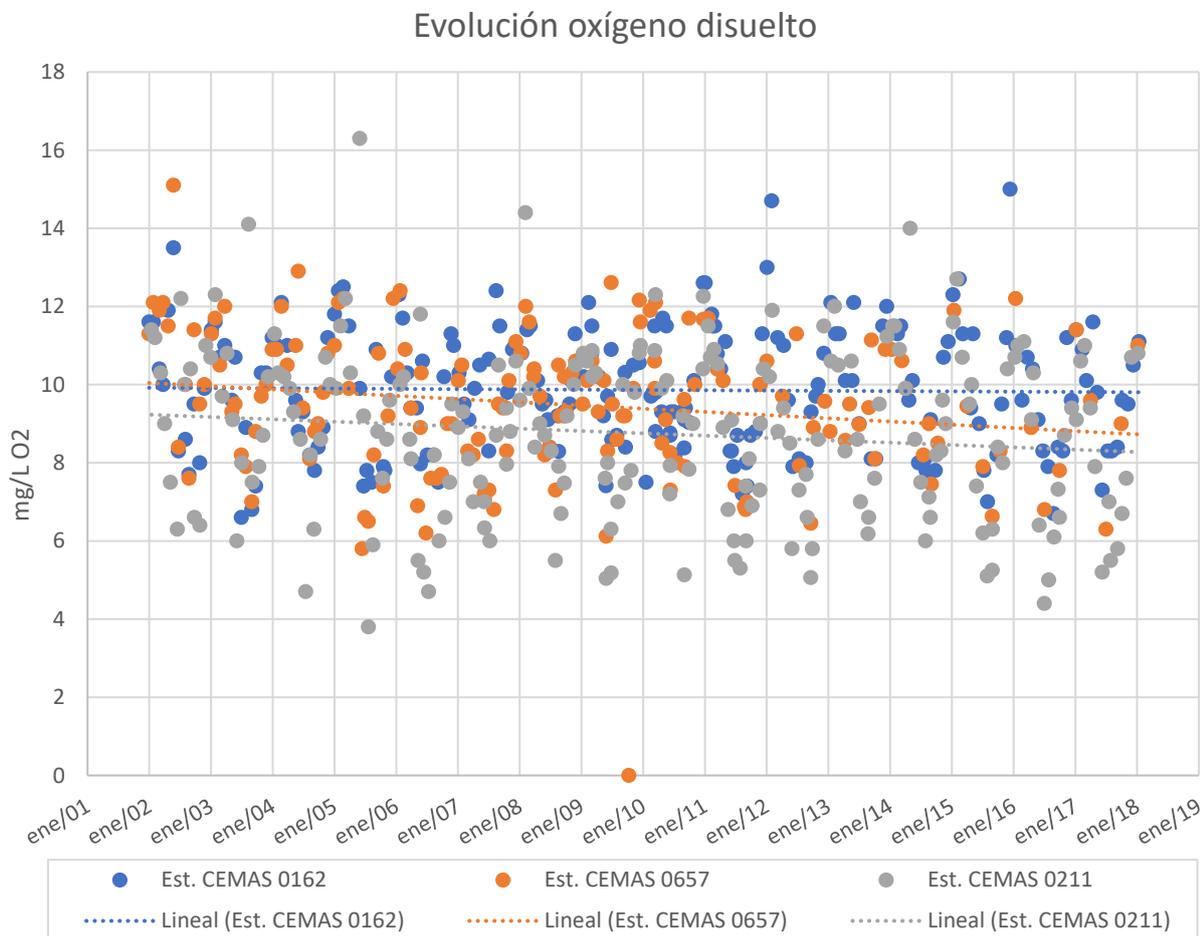


Figura 19: Evolución histórica y espacial de la concentración de oxígeno disuelto en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

Dado que la profusión de vegetación acuática sumergida suele provocar un aumento de la concentración de oxígeno disuelto, sería esperable que los valores de este parámetro se vieran incrementados en nuestra zona de estudio a partir del año 2011. En nuestra propia campaña de

muestreos del día 25 de septiembre de 2018, las mediciones de oxígeno disuelto mostraban un 10% más de saturación al realizarse entre la vegetación sumergida.

La mayor dificultad inherente a las determinaciones en campo, y la gran variabilidad de este parámetro según el momento del día y la temperatura, podrían explicar por qué la red CEMAS no ha detectado los previsible cambios en la concentración de oxígeno disuelto asociados a la profusión de vegetación sumergida en nuestra zona de estudio.

La evolución histórica de la demanda química de oxígeno (DQO) sí muestra una clara reducción de sus valores en todas las estaciones, que se produce principalmente entre los años 2006 y 2009 (Figura 20).

Evolución demanda química de oxígeno

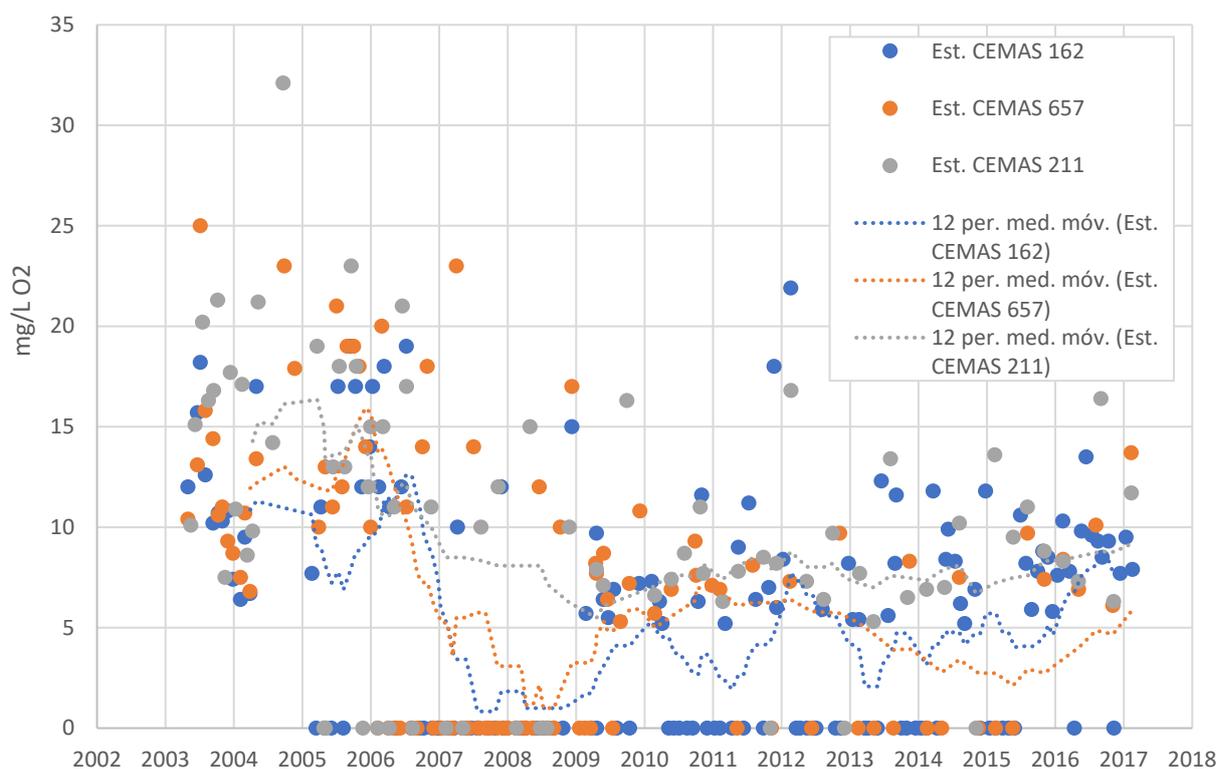


Figura 20: Evolución histórica y espacial de la demanda química de oxígeno en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

Esta observación de la evolución histórica de la demanda química de oxígeno es coherente con la instalación de un número muy significativo de EDARs en la zona de estudio y su área de influencia en ese mismo periodo (Figura 11). Estas depuradoras tratan no solo los vertidos

urbanos, sino también las aguas residuales de numerosas industrias de transformación de productos agrícolas (en especial conserveras) cuya actividad genera cargas importantes de materia orgánica.

4.2.4. Evolución temporal y espacial de la clorofila y de los sólidos en suspensión

Teniendo en cuenta la enorme variabilidad inter e intra estacional del río Ebro en la zona de estudio, consideramos que la cantidad de determinaciones analíticas de clorofila A en las estaciones más representativas de nuestra zona de estudio resulta insuficiente para establecer tendencias con la suficiente certidumbre. En cualquier caso, las tendencias históricas serían decrecientes para las estaciones CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli, 0657 – Ebro en Zaragoza - Almozara y 0211 – Ebro en Presa Pina, sin que haya una evolución espacial clara entre estaciones (Figura 21).

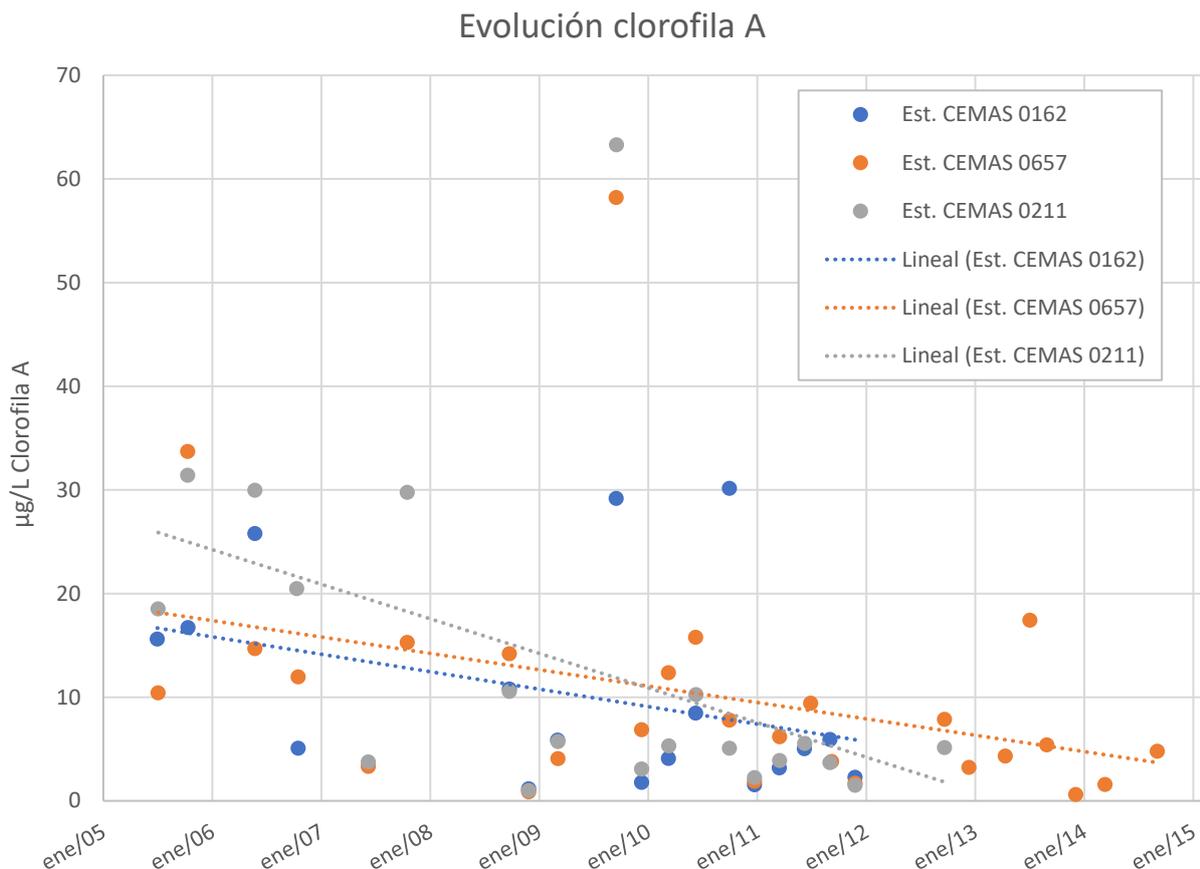


Figura 21: Evolución histórica y espacial de la clorofila A en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

La evolución histórica del parámetro sólidos en suspensión muestra una tendencia decreciente en las tres estaciones de referencia de la zona de estudio (Figura 22). Esta tendencia es más acusada y clara si solo se consideran los resultados analíticos de julio y agosto, mientras que no es tan acusada e incluso se invierte según la estación con los datos de enero y febrero (Figura 23, Figura 24).

Evolución sólidos en suspensión

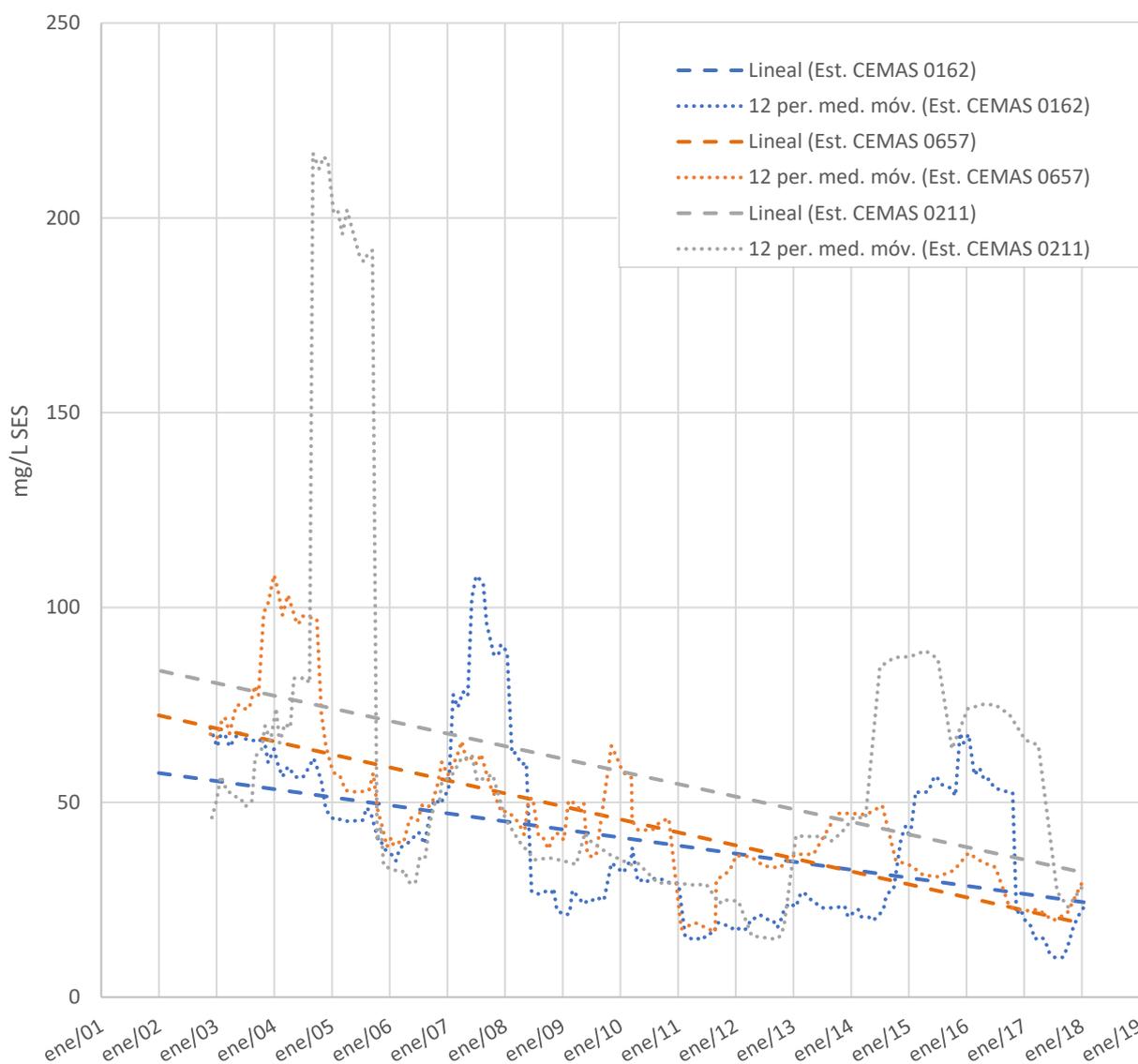


Figura 22: Evolución histórica y espacial de los sólidos en suspensión en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio. Para mayor claridad, se representan solo las medias móviles (periodo n=12, calculada como el valor medio de los últimos 12 análisis disponibles en esa fecha) y las tendencias lineales de los valores de cada estación. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

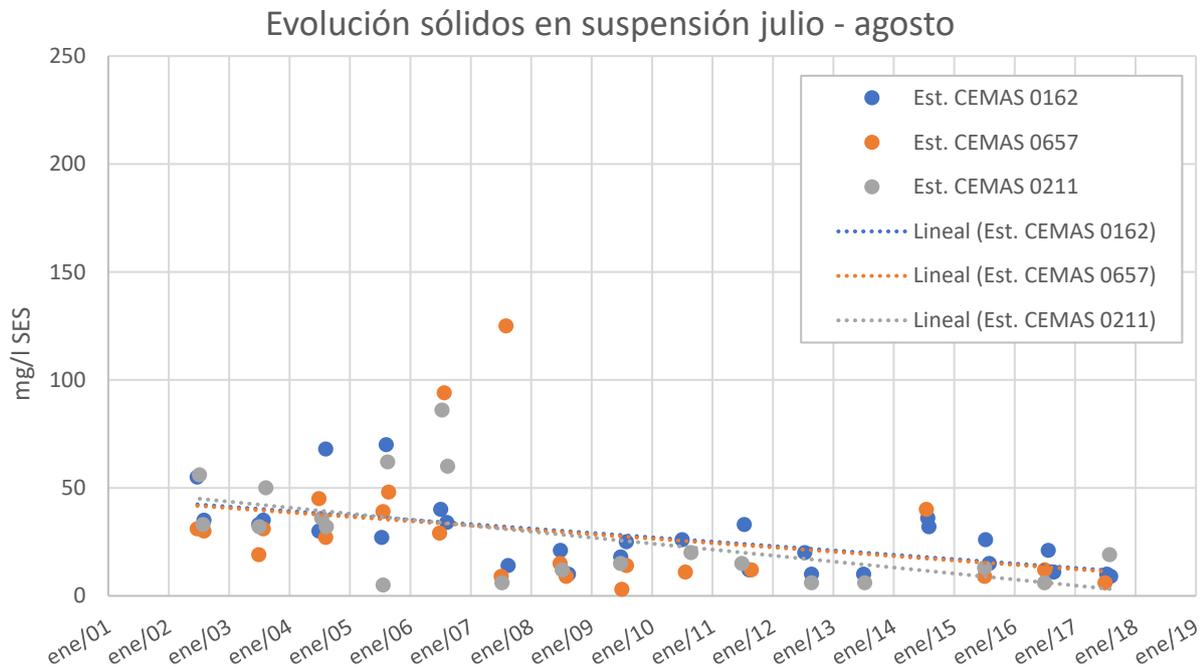


Figura 23: Evolución histórica y espacial de los sólidos en suspensión en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio en los meses de julio y agosto. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.

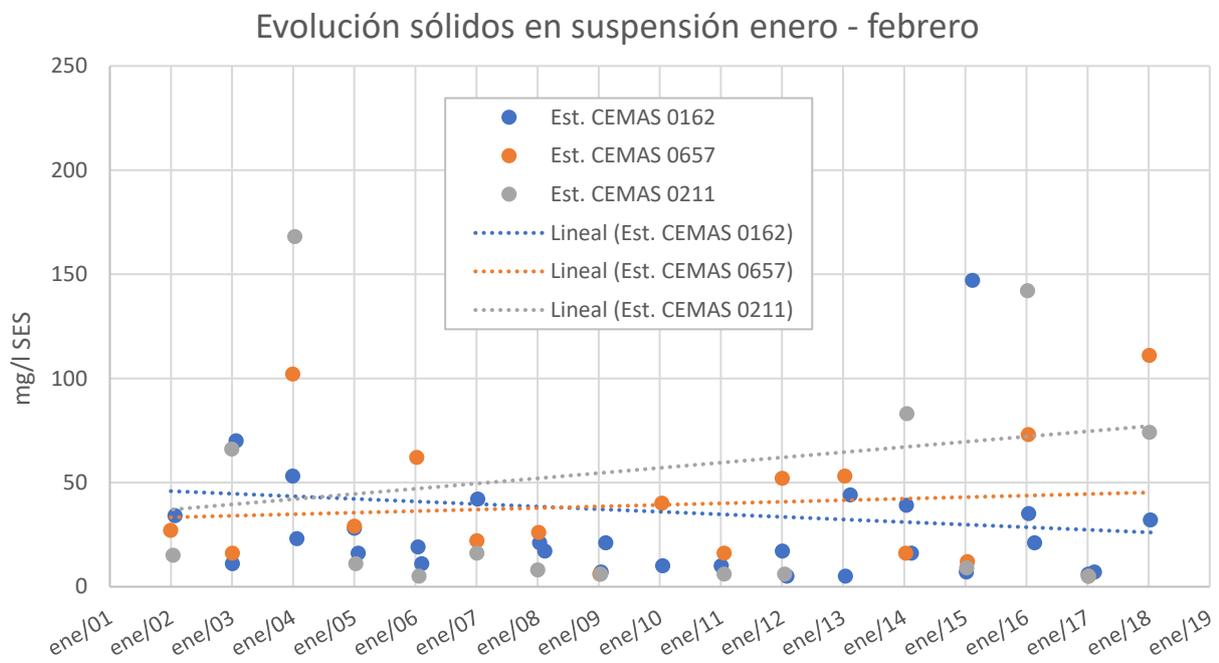


Figura 24: Evolución histórica y espacial de los sólidos en suspensión en tres estaciones CEMAS de la zona de estudio en los meses de enero y febrero. Elaboración propia a partir de datos disponibles en www.chebro.es.



No se observa una evolución espacial clara entre las distintas estaciones, si bien ello puede ser debido al bajo número de determinaciones de sólidos en suspensión en relación a la variabilidad temporal que muestra el parámetro de turbidez, vinculado generalmente con el anterior ([Lenhart et al., 2010](#)) en nuestra zona de estudio tal y como se verá en la sección 5.2.3.

Se pone de manifiesto por tanto la estacionalidad del descenso histórico de las concentraciones de sólidos en suspensión en nuestra zona de estudio, que aparece vinculado a la turbidez durante los meses estivales y no tanto a los sólidos en suspensión producidos por arrastres durante los eventos de crecidas invernales.

4.2.5. Evolución temporal y espacial de sustancias peligrosas

El análisis de estas sustancias se ha basado en primer lugar en los datos analíticos disponibles para las estaciones CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli, CEMAS 0657 – Ebro en Zaragoza - Almozara y CEMAS 0211 – Ebro en Presa Pina.

Además, se han consultado los informes anuales de la Red de Control de Sustancias Peligrosas (RCSP) de la CHE y sus informes de tendencias, también disponibles en la web del organismo de cuenca. Sólo las estaciones CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli y CEMAS 0211 – Ebro en Presa de Pina forman parte actualmente de la citada red de control.

El análisis estadístico de series con no demasiados datos por encima del límite de cuantificación, como es el caso de la concentración de cobre representada en la Figura 25, no está exento de dificultades. No obstante, el tratamiento conjunto de todos los datos disponibles en las tres estaciones permite constatar, mediante el ajuste de su histograma a una distribución log-normal, un descenso significativo entre las concentraciones de cobre hasta 2008 (media del ajuste log normal $\mu=0,0019$ mg/L, considerando la anchura relativa de la distribución -desviación estándar logarítmica – fija e igual a $s=1,85$) y desde 2009 ($\mu=0,0011$ mg/L, $s=1,85$) como se aprecia en la Figura 26.

Esta tendencia a la reducción en las concentraciones de metales en la zona de estudio es más fácilmente observable en los datos de concentración de zinc, representados en la Figura 27. Los datos de este metal parecen mostrar la influencia de la crisis económica de 2009. Si bien tras el año 2012 parece producirse un repunte en las concentraciones de este metal, no se llegan a alcanzar los niveles previos a 2005.

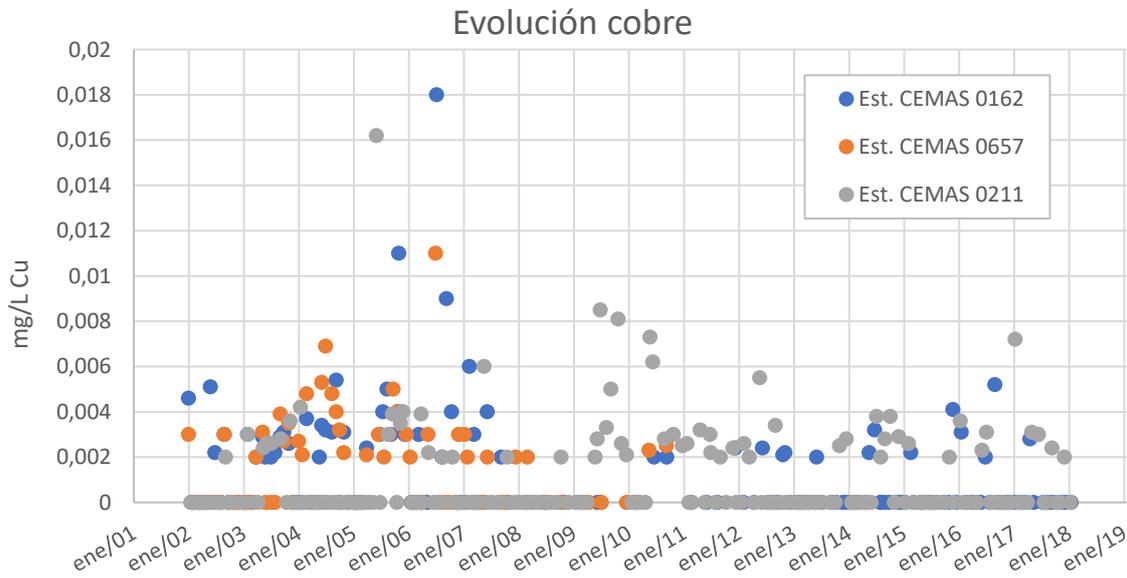


Figura 25: Datos disponibles sobre la concentración de cobre en las principales estaciones CEMAS de la zona de estudio. Los datos por debajo del límite de cuantificación se representan con valor "0".

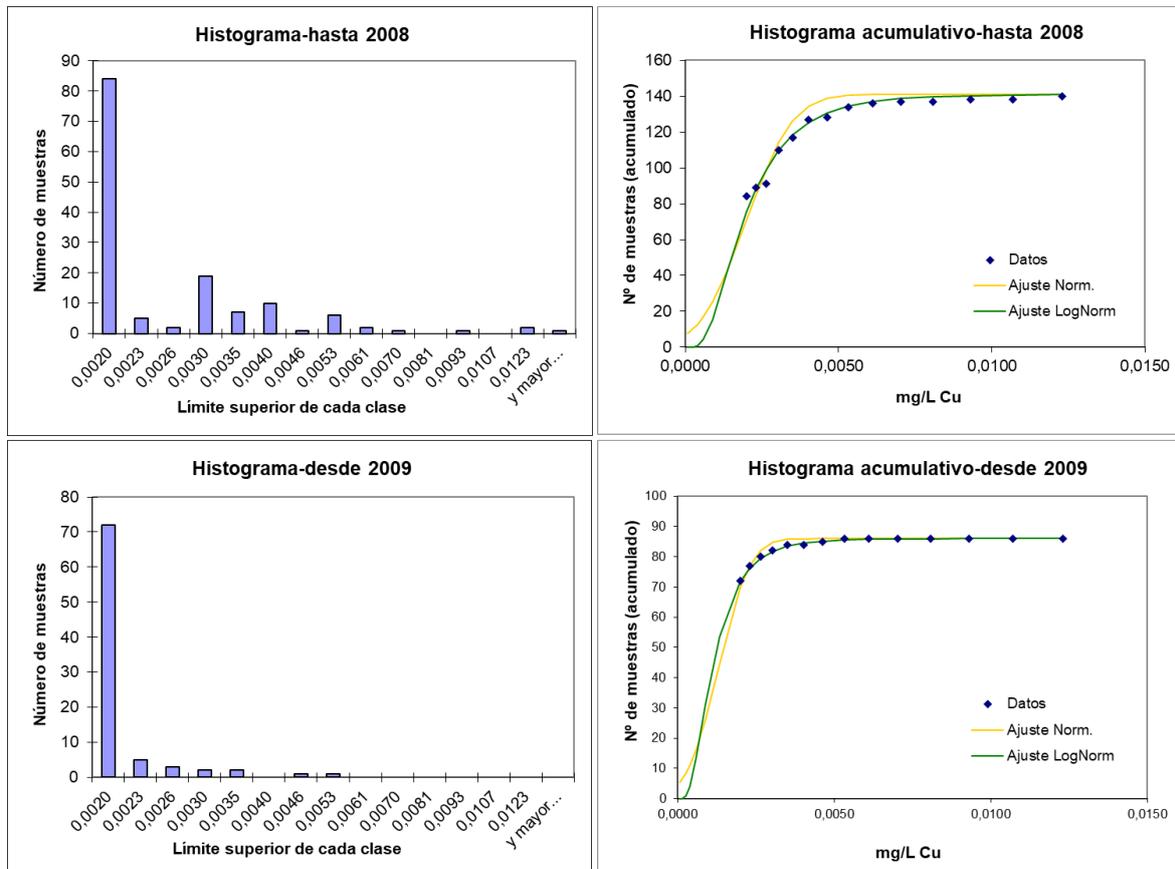


Figura 26: Tratamiento estadístico de los datos de concentración de cobre en la zona de estudio.

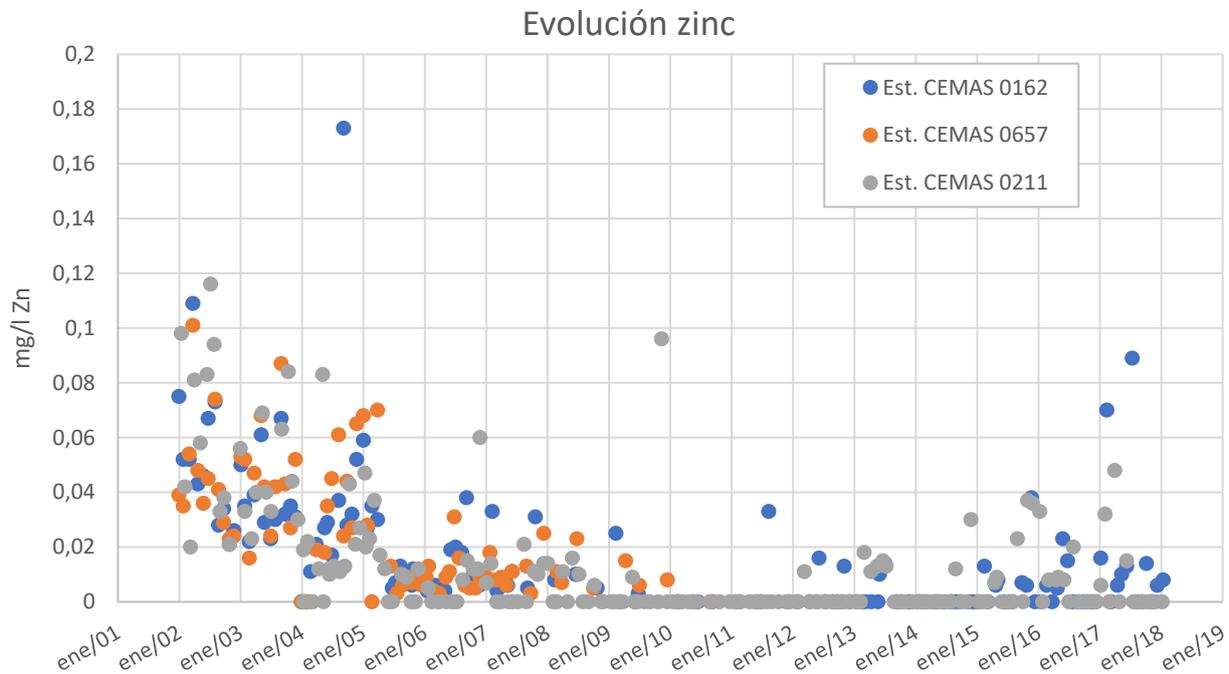


Figura 27: Datos disponibles sobre la concentración de zinc en las principales estaciones CEMAS de la zona de estudio. Los datos por debajo del límite de cuantificación se representan con valor “0”.

Esta tendencia a una menor presencia de metales tóxicos para la biota es coherente con la información disponible en los informes de la RCSP. De las dos estaciones de esta red presentes en el tramo, CEMAS 0162 Ebro en Pignatelli y CEMAS 0211 Ebro en Presa de Pina, la primera no ha presentado incumplimientos de las normas de calidad ambiental (NCA) sobre concentraciones de sustancias peligrosas en muestras de agua desde su puesta en funcionamiento como tal en el año 2012 (Informes anuales RCSP, disponibles en www.chebro.es). En la estación CEMAS 0211 Ebro en Presa Pina se han producido incumplimientos de la NCA en dos ocasiones desde el 2005. En el año 2012 se superaron ligeramente las concentraciones medias anuales y el valor máximo admisible para el nonilfenol (CHE, 2012) y en 2014 se superaron dichos límites para el hexaclorociclohexano. Los incumplimientos del año 2014 están ligados a las operaciones realizadas entonces en el vertedero de Bailín, en Sabiñánigo, que generaron importantes problemas de contaminación por ese parámetro en extensos tramos aguas abajo del mismo (CHE, 2014b).

Las tendencias a largo plazo para el contenido en cobre y zinc en los sedimentos muestreados en la estación CEMAS 0162 - Ebro en Pignatelli entre 2012 y 2017 son ligeramente

decrecientes, mientras que los valores no muestran tendencia alguna para el plomo ([CHE, 2018a](#)).

El mercurio acumulado en los tejidos de los peces en ese mismo periodo 2012 a 2017 también muestra una tendencia ligeramente decreciente en esta estación, mientras que la inmensa mayoría de los análisis análogos para el cobre y el plomo están por debajo del límite de cuantificación. Tan solo los resultados del zinc en los tejidos de ejemplares de alburno se encuentran ligeramente por encima del límite de cuantificación (no así en el caso de barbos o siluros), sin que muestren una tendencia clara ([CHE, 2018b](#)).

En el año 2012 la Confederación Hidrográfica del Ebro finalizó un estudio para la redefinición de la red de control de sustancias peligrosas. Dentro del estudio, al comprobar que alguna sustancia no se detectaba (<LC) o tenía concentraciones muy bajas, y que no se tenía constancia de su vertido aguas arriba del punto de control, se decidió dejar de analizar las sustancias que cumplían esos requisitos, en el punto de control y en la matriz ambiental correspondiente.

Tras la redefinición de la RCSP en el año 2012 que se dejaron de analizar las concentraciones de cadmio, mercurio, arsénico y cobre en las muestras de sedimento de la estación CEMAS 0211 – Ebro en Presa de Pina. También se dejaron de analizar las de hidrocarburos aromáticos policíclicos, pentaclorobenceno, antraceno, fluoranteno, hexaclorobutadieno, hexaclorobenceno, y hexaclorociclohexano, que no habían registrado valores por encima del límite de cuantificación hasta el año 2011 ([CHE, 2018c](#)). Las concentraciones de cadmio, plomo, selenio, zinc se siguieron analizando en dicha estación CEMAS 0211 y se han mantenido estables a partir del 2009.

Respecto a los metales acumulados en los tejidos de los peces en la estación CEMAS 0211, por las bajas concentraciones medidas entre el 1998 y 2011 (en muchas ocasiones por debajo del límite de cuantificación), a partir de 2012 se dejaron de analizar las concentraciones de cadmio, arsénico, cobre, plomo, selenio, hexaclorociclohexano, hexaclorobenceno, hexaclorobutadieno, y pentaclorobenceno. Las concentraciones de zinc en alburnos se han mantenido estables mientras que las medidas en gobios muestran una ligera tendencia creciente. En el caso del mercurio, su concentración en los tejidos de los alburnos muestra una tendencia decreciente mientras que en los gobios no tiene una tendencia clara ([CHE, 2018d](#)).



4.2.6. Evolución temporal y espacial del estado ecológico según indicadores biológicos

Dentro de los criterios para determinar el estado ecológico de las masas de agua de la zona de estudio, los índices del estado ecológico según los indicadores biológicos basados en los macroinvertebrados (IBMWP) y en el fitobentos (IPS) son los que han sido evaluados de manera permanente desde el año 2004.

Para el análisis cualitativo de su evolución histórica no tendremos en cuenta las variaciones metodológicas en su determinación, al no haberse observado que dichas variaciones hayan sido acompañadas de cambios generalizados en los valores medidos en las distintas estaciones, que indicarían una influencia significativa de las distintas metodologías. Las fechas de implementación de estas últimas pueden consultarse en cualquier caso en los informes de control del estado de las masas de agua disponibles en la web www.chebro.es.

Además de la mayoría de los puntos de muestreo correspondientes a las masas de agua del eje del Ebro en nuestra zona de estudio (puntos CEMAS 0162-BIO Ebro en Pignatelli, 1164-BIO Ebro en Alagón, 0657-BIO Ebro en Zaragoza - Almozara, 3036-BIO Ebro en Zaragoza - Pasarela del Bicentenario, 0211-BIO Ebro en Presa de Pina, y 0592 Ebro en Pina de Ebro) y su área de influencia (0002-BIO Ebro en Castejón), también se han estudiado los correspondientes a los dos afluentes principales en la zona de estudio (puntos CEMAS 0060-BIO Arba de Luesia en Tauste y 0089-BIO Gállego en Zaragoza).

Pese a que el río Huerva no ha sido considerado como un afluente relevante en la evolución de la turbidez en nuestra zona de estudio, también se ha incorporado al análisis de los índices IBMWP e IPS el punto de muestreo CEMAS 0216-BIO río Huerva en Zaragoza. Ello es debido a que podemos considerarlo una referencia contrastada de una masa de agua afectada severamente por contaminación tal y como muestran los frecuentes incumplimientos de las NCA en el contenido de selenio y níquel en la estación de la Red de Control de Sustancias Peligrosas CEMAS 0565 - Huerva en Fuente de La Junquera, recogidos en los informes anuales de la RCSP disponibles en www.chebro.es.

Evolución IBMWP

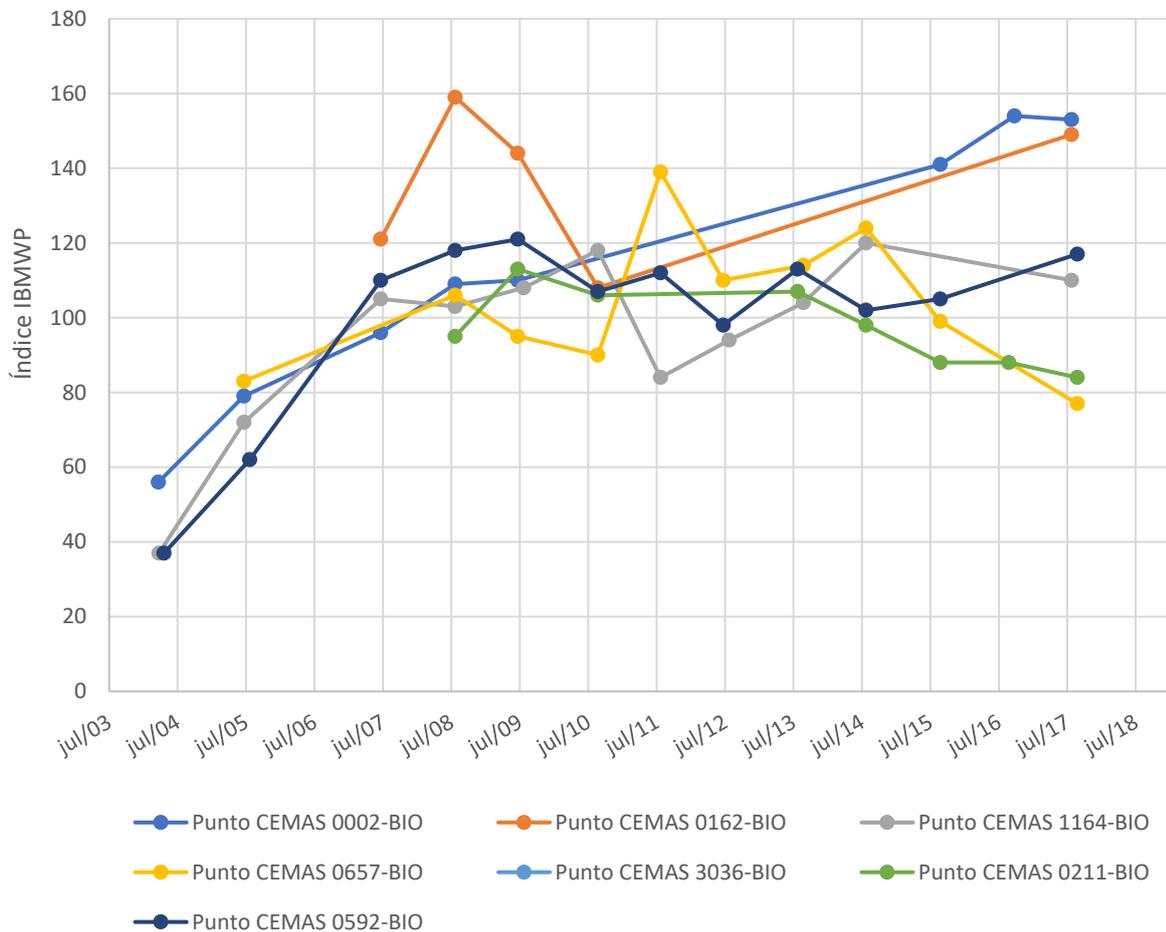


Figura 28: Evolución histórica del índice IBMWP en el río Ebro en la zona de estudio y su área de influencia.

En la Figura 28 puede observarse una tendencia clara a la mejora del índice IBMWP en las estaciones analizadas del río Ebro entre los años 2004 y 2008, pasando de medidas consideradas actualmente como de “mal estado ecológico” (<56) a valores en su mayoría correspondientes con “buen estado ecológico” (>95). Si bien los valores de 2004 podrían estar influenciados por haberse realizado los muestreos en abril, a partir de 2005 los muestreos se han venido realizando de manera continua en los meses de estiaje, manteniéndose la citada tendencia creciente para el índice IBMWP incluso no considerando los valores de 2004.

A partir del año 2009 año el índice IBMWP no muestra una tendencia clara en casi ninguna de las estaciones, siendo la mayoría de los valores registrados >95 y sin que ninguna de ellos se encuentre por debajo de “80”, a excepción de una muestra correspondiente al punto CEMAS



0657-BIO Ebro en Zaragoza - La Almozara que en el año 2017 se sitúa ligeramente por debajo de este último valor.

El índice IBMWP para los ríos Arba, Gállego y Huerva presenta unos valores absolutos inferiores a los del propio río Ebro (Figura 29). Se observa no obstante una tendencia positiva en el río Gállego, que a partir del 2013 mantiene valores por encima de “80”, e incluso para los años 2013 y 2014 alcanza valores superiores a 95, correspondientes como ya se ha comentado a un buen estado ecológico de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos según la normativa actual.

En los ríos Arba y Huerva en la zona de estudio se registran unos valores del índice IBMWP algo inferiores, midiéndose en el primero unos valores generalmente cercanos a 56, que en la actualidad se corresponde con el límite entre un estado ecológico moderado y deficiente. En el río Huerva los valores más habituales en los últimos años se sitúan por encima de 56 y por debajo de 95 (rango de valores correspondiente actualmente a un estado ecológico “moderado” como ya se ha comentado) Estos valores parecen indicar la fuerte influencia sobre el índice IBMWP de la contaminación agrícola, que afecta al río Arba como drenaje principal de los regadíos de Bardenas, frente a la urbana e industrial que afecta al río Huerva en Zaragoza.

Si bien la puesta en marcha de la EDAR Bajo Huerva en el año 2003 podría ser el motivo del aumento del índice entre los años 2004 y 2005, la coincidencia de la aparente tendencia en el río Arba parece indicar que dicho aumento se debe a un cambio en el mes de muestreo, que en ambos casos pasó de mayo a julio (al igual que en las otras masas). La determinación de este índice en las masas de agua de la zona de estudio se realiza generalmente durante los meses de estiaje, como ya se ha comentado en relación con el resto de las medidas de todas las series de los ríos Ebro, Arba, Huerva, y Gállego.

Evolución IBMWP afluentes

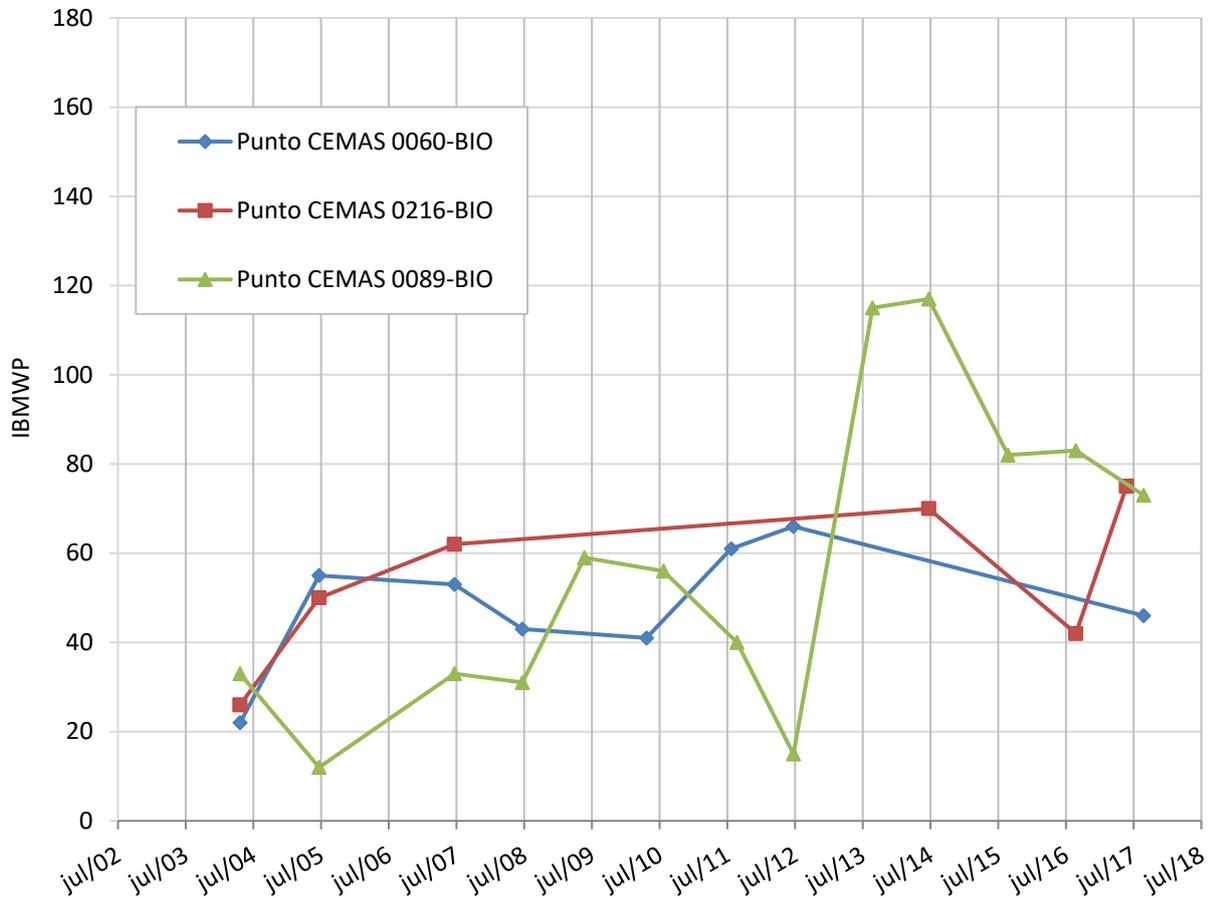


Figura 29: Evolución histórica del índice IBMWP en las partes finales de los ríos Arba (CEMAS 0060-BIO), Huerva (CEMAS 0216BIO) y Gállego (CEMAS 0089).

Respecto al índice IPS, indicador biológico basado en el fitobentos (diatomeas), los valores medidos en los ríos Arba, Gállego y Huerva son similares e incluso superiores a aquellos medidos en el río Ebro aguas arriba y aguas abajo de Zaragoza, donde un mejor estado ecológico es en principio esperable (Figura 30, Figura 31, Figura 32).

Evolución IPS (parte superior zona de estudio y área de influencia)

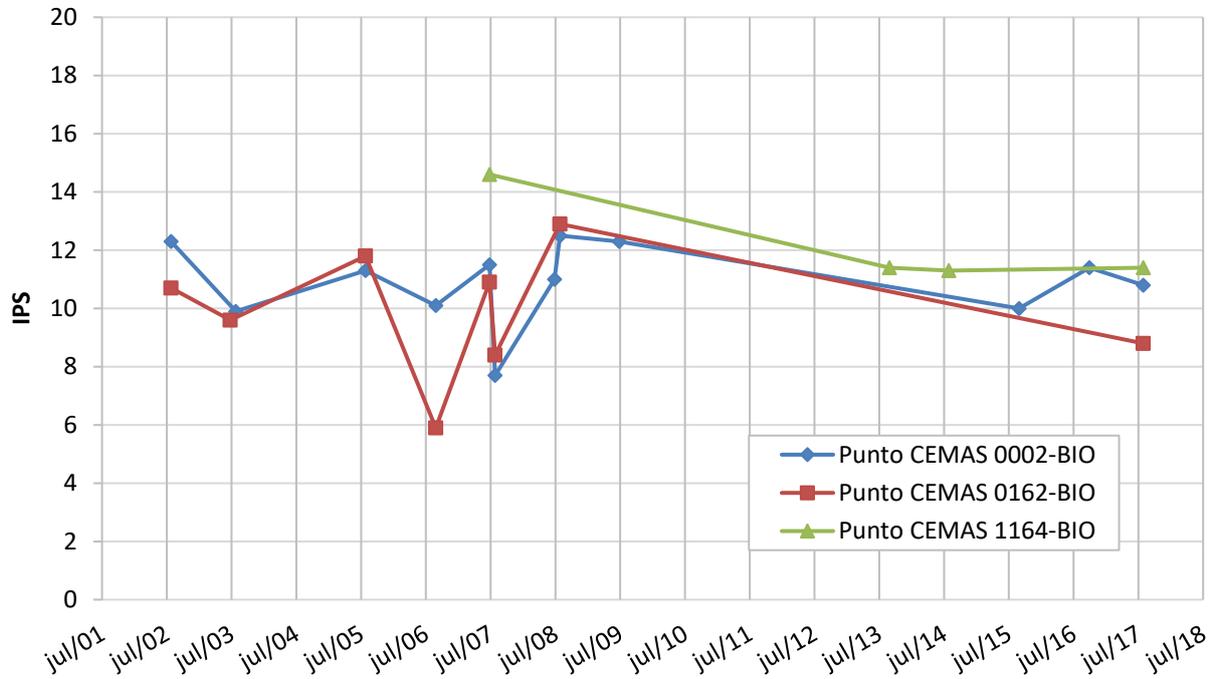


Figura 30: Evolución histórica y espacial del índice IPS en la parte superior de la zona de estudio y su área de influencia.

Evolución IPS (parte inferior zona de estudio)

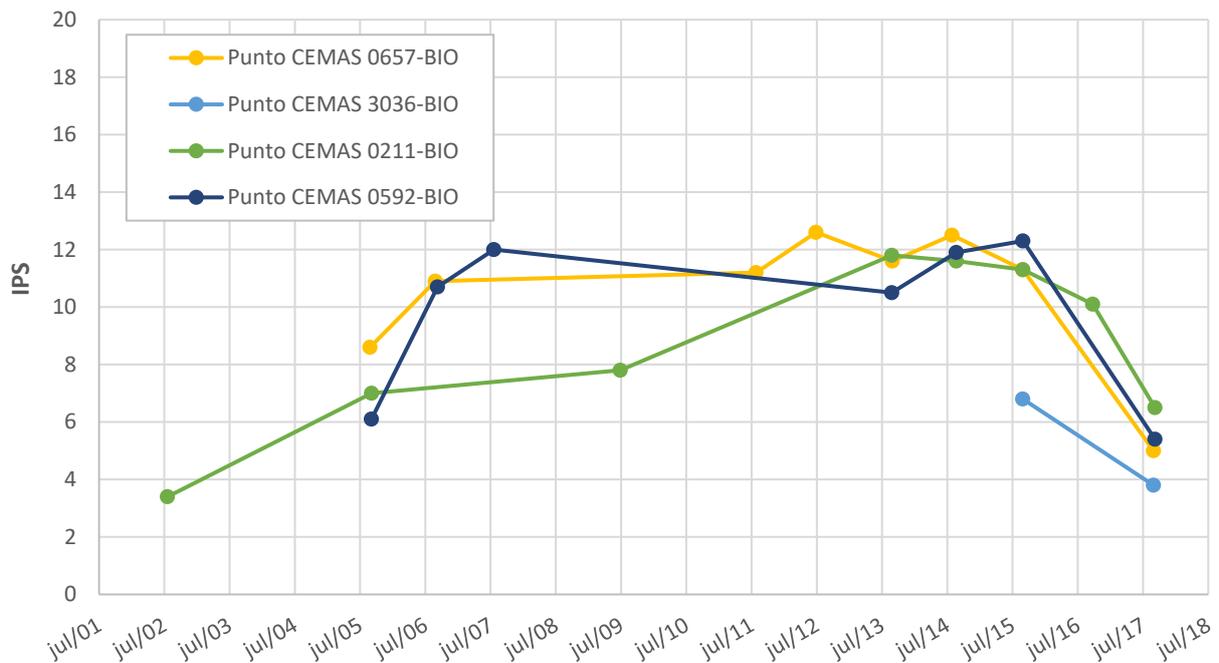


Figura 31: Evolución histórica y espacial del índice IPS en la parte inferior de la zona de estudio.

Evolución IPS afluentes

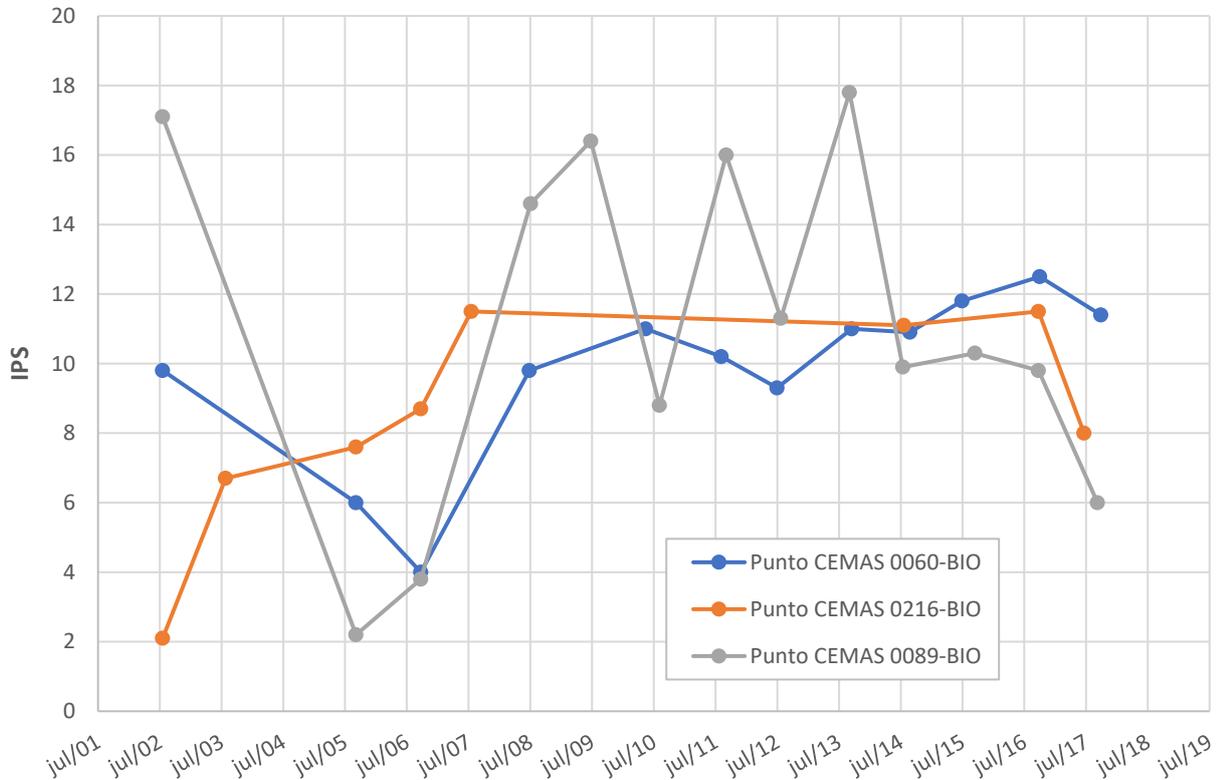


Figura 32: Evolución histórica del índice IPS en los ríos Arba (punto CEMAS 0060-BIO), Huerva (punto CEMAS 0216-BIO) y Gállego (punto CEMAS 0089-BIO) cerca de sus desembocaduras en el río Ebro en la zona de estudio.

El índice IPS presenta fuertes oscilaciones en las series de los puntos CEMAS 0162-BIO, 0002-BIO y 0089-BIO. No se observa una tendencia clara en las series de los puntos CEMAS 1164-BIO, 0657-BIO en el periodo coincidente con la notoria transformación de la transparencia del río Ebro y la aparición de vegetación sumergida en el entorno de estos puntos de muestreo.

4.3. ANÁLISIS DE LOS INCUMPLIMIENTOS DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA

4.3.1. Estado de las masas de agua del Ebro en la zona de estudio 2008-2015

Las masas de agua objeto de este estudio son:

- ES091MSPF449: río Ebro desde el río Queiles hasta el río Huecha.
- ES091MSPF450: río Ebro desde el río Huecha hasta el río Arba de Luesia
- ES091MSPF451: río Ebro desde el río Arba de Luesia hasta el río Jalón
- ES091MSPF452: río Ebro desde el río Jalón hasta el río Huerva
- ES091MSPF453: río Ebro desde el río Huerva hasta el río Gállego

- ES091MSPF454: río Ebro desde el río Gállego hasta el río Ginel.
- ES091MSPF455: río Ebro desde el río Ginel hasta el río Aguasvivas.

En la siguiente tabla se recoge el estado de las masas de agua de la zona de estudio en el periodo 2008-2015.

Tabla 1: Estado de las masas de agua en el periodo 2008-2015. Elaboración propia a partir de información disponible en www.chebro.es.

Abreviaturas:

- MB: Muy bueno; B: Bueno; Mo: Moderado; Def: Deficiente; No B: No bueno; <B: Inferior a Bueno.
- BIO: estado ecológico según las condiciones biológicas
- FQ: estado ecológico según las condiciones físico-químicas
- HM: estado ecológico según las condiciones hidromorfológicas
- EE: estado ecológico asignado a la masa de agua (el peor entre BIO, FQ y HM).
- EQ: estado químico asignado a la masa de agua. Se indica No Bueno y se sombrea en rojo cuando no alcanza el buen estado químico.
- EF: estado final asignado a la masa de agua a partir de los diagnósticos obtenidos para el estado ecológico y estado químico. Inferior a Bueno indica que la masa de agua no alcanza el buen estado.

MASA	TIPO	2008						2009					
		BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF	BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF
448	117bis	B	B	B	B			B	B	B	B		
449	117bis	B	B	B	B			MB	B	B	B		
450	117bis	Mo	B	B	Mo			B	B	B	B		
451	117bis	B	B	B	B			B	B	MB	B		
452	117bis	B	B	B	B			Mo	B	B	Mo		
453	117bis	B	B	B	B			Def	B	B	Def		
454	117bis	Mo	Mo	B	Mo			Def	Mo	B	Def	No B	
455	117bis	B	Mo	B	Mo			B	Mo	B	Mo		

MASA	TIPO	2010						2011					
		BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF	BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF
448	117bis	B	B	B	B		B		B		B		B
449	117bis	B	MB	B	B	B	B		B		B	No B	<B
450	117bis		B		B		B		MB		MB		B
451	117bis	B	B	B	B		B	Mo	B	B	Mo		<B
452	117bis	Mo	B	B	Mo		<B	Mo	Mo	B	Mo		<B
453	117bis							Def	Mo	MB	Def		<B
454	117bis	B	Mo	B	Mo	No B	<B	Def	Mo	MB	Def	No B	<B
455	117bis	B	Mo	MB	Mo		<B	B	Mo	MB	Mo		<B

MASA	TIPO	2012						2013					
		BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF	BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF
448	117bis		B		B		B		MB		MB		B
449	117bis		MB		MB	No B	<B		B		B	No B	<B
450	117bis		B		B		B	Mo	MB	B	Mo		<B
451	117bis	Mo	B	B	Mo		<B	Mo	B	B	Mo		<B
452	117bis	B	Mo	B	Mo		<B	Mo	Mo	B	Mo		<B
453	117bis	Mo	Mo	B	Mo		<B	Mo	Mo	B	Mo		<B
454	117bis	Mo	Mo	B	Mo	No B	<B	Mo	Mo	B	Mo	No B	<B
455	117bis	Mo	Mo	B	Mo		<B	Mo	Mo	MB	Mo		<B

MASA	TIPO	2014						2015					
		BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF	BIO	FQ	HM	EE	EQ	EF
448	117bis		MB		MB		B	Mo	B	B	Mo		<B
449	117bis		B		B	No B	<B		B		B	No B	<B
450	117bis		B		B	No B	<B		B		B	No B	<B
451	117bis	Mo	B	B	Mo		<B		B	B	B		B
452	117bis	B	B	B	B		B	Mo	B	B	Mo		<B
453	117bis							Def	B	B	Def		<B
454	117bis	Mo	B	B	Mo	No B	<B	Mo	B	B	Mo	No B	<B
455	117bis	Mo	B	B	Mo		<B	Mo	B	B	Mo		<B

Los valores de referencia de los distintos índices y parámetros empleados en la determinación de los incumplimientos observados en el estado ecológico y en el estado químico están disponibles en www.chebro.es y sintetizados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

La metodología para la determinación del estado final de cada masa de agua no permite una interpretación inequívoca de su evolución temporal, ya que su valor es función de variables complejas e independientes. En los próximos apartados se analiza la evolución de los incumplimientos referidos a estas variables.

4.3.2. *Análisis de los Incumplimientos referidos al estado ecológico según indicadores biológicos*

La Figura 33 y la Tabla 2 sintetizan los incumplimientos correspondientes a los índices IBMWP, IPS e IVAM-G en el periodo en el que hay informes sobre el estado de las masas de agua disponibles en www.chebro.es (2008-2015), organizados en los subperiodos de interés para el presente estudio (2008-2011 y 2012-2015), todo ello de acuerdo a los valores de referencia y a los valores que han generado incumplimientos de los mismos disponibles en los citados informes y sintetizados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

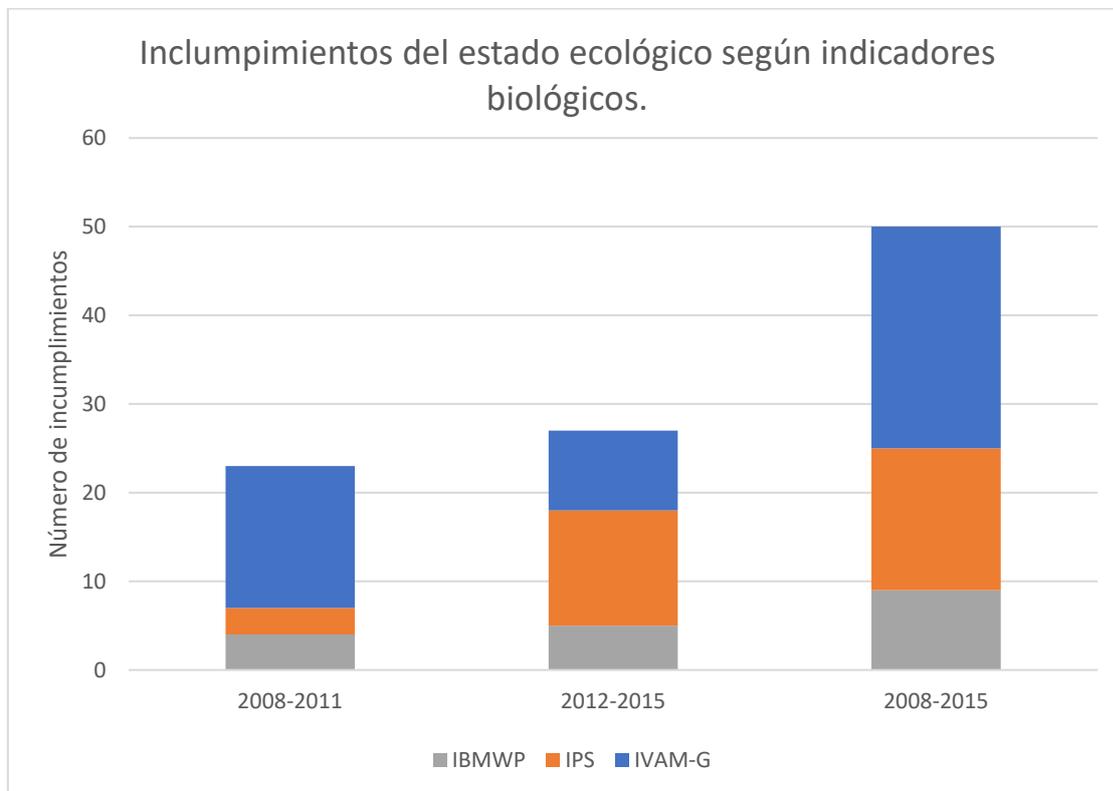


Figura 33: Síntesis de los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores biológicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.

Tabla 2: Síntesis de los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores biológicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio

Periodo	Índice	Masa de agua								Todas las masas de agua	Todas las masas de agua (%)
		448	449	450	451	452	453*	454	455		
2008 - 2011	IVAM-G	1	1	1	1	4	-	4	4	16	69,57%
	IPS	0	0	0	0	1	-	2	0	3	13,04%
	IBMWP	0	0	0	1	1	-	2	0	4	17,39%
2012 - 2015	IVAM-G	1	0	0	1	3	-	2	2	9	33,33%
	IPS	1	0	1	2	2	-	4	3	13	48,15%
	IBMWP	0	0	0	1	0	-	3	1	5	18,52%
2008 - 2015	IVAM-G	2	1	1	2	7	-	6	6	25	50,00%
	IPS	1	0	1	2	3	-	6	3	16	32,00%
	IBMWP	0	0	0	2	1	-	5	1	9	18,00%

* Los incumplimientos referidos a la masa 453 en los informes disponibles en www.chebro.es se basan en la misma estación de muestreo que los de la masa 454, por lo que no se han incorporado para no ser contabilizados por duplicado.

Cabe destacar el aumento entre subperiodos de los incumplimientos de los valores de referencia del índice IPS de diatomeas bentónicas (de 3 a 13 incumplimientos), mientras que se reducen los vinculados al índice IVAM-G de macrófitos sumergidos (de 16 a 9 incumplimientos). Los incumplimientos referidos al índice IBMWP (macroinvertebrados bentónicos) se mantienen casi constantes entre subperiodos (4 y 5 incumplimientos respectivamente).

La reducción entre subperiodos de los incumplimientos referidos al índice IVAM-G, basado en el estudio de los macrófitos sumergidos, está probablemente ligada a su mayor abundancia y diversidad en las masas de agua del río Ebro en nuestra zona de estudio, notoria a partir del año 2011.

El incremento entre subperiodos en los incumplimientos referidos al índice IPS, basado en el estudio de las diatomeas bentónicas, no puede ser interpretado convenientemente con la información disponible.

4.3.3. Análisis de los incumplimientos referidos al estado ecológico según los indicadores físico-químicos

La Figura 34 y la Tabla 3 sintetizan los incumplimientos correspondientes al estado ecológico según los indicadores físico-químicos (EFQ) en los tres años en los que los informes sobre el estado de las masas de agua disponibles en www.chebro.es especifican dicha información (2008, 2012 y 2013). Los valores de referencia y los valores que han generado incumplimientos están recogidos en los citados informes y sintetizados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

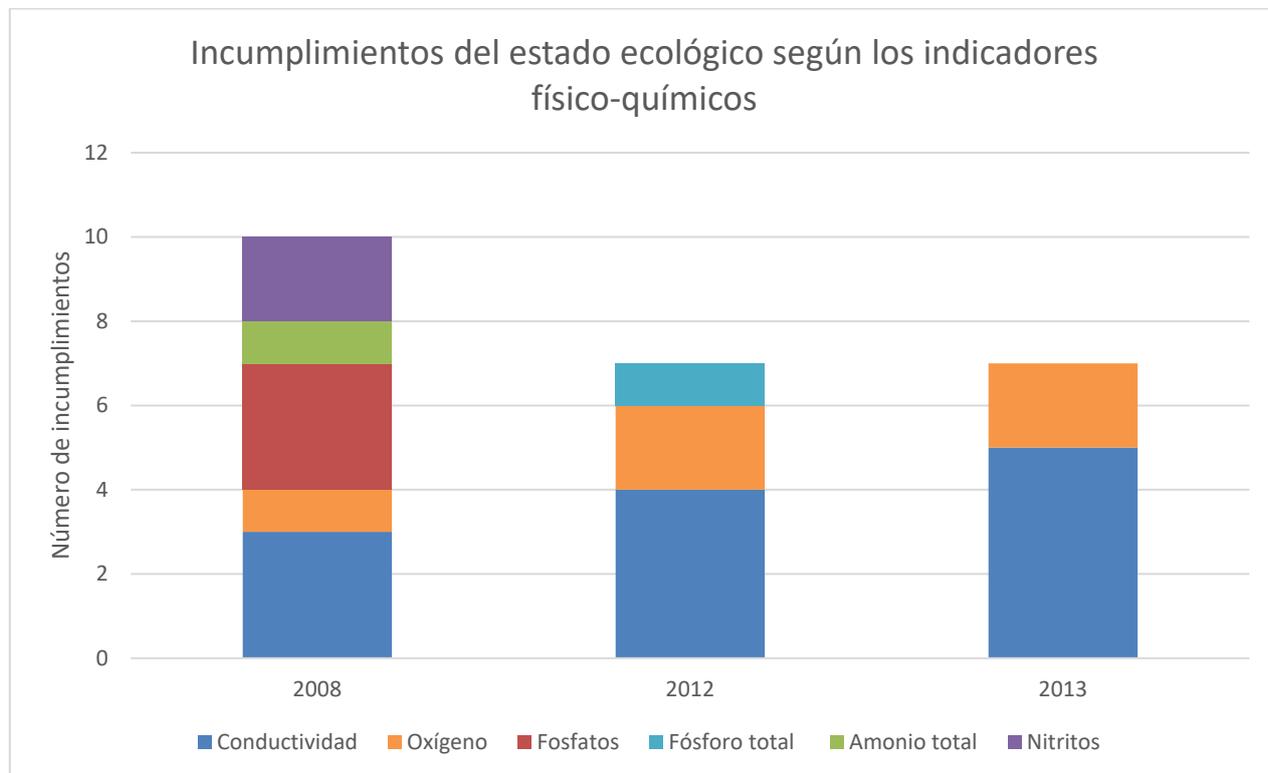


Figura 34: Síntesis de la información disponible sobre los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores físico-químicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.

Tabla 3: Síntesis de los incumplimientos del estado ecológico según los indicadores físico-químicos en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.

Periodo	Parámetro	Masa de agua							Todas las masas de agua	Todas las masas de agua (%)	
		448	449	450	451	452	453	454			455
2008	Conductividad*					1		1	1	3	30,00%
	Fosfatos				1			1	1	3	30,00%
	Amonio total							1		1	10,00%
	Nitritos*							1	1	2	20,00%
	Oxígeno								1	1	10,00%
2012	Conductividad*		1	1	1			1		4	57,14%
	Fósforo total		1							1	14,29%
	Oxígeno		1					1		2	28,57%
2013	Conductividad*		1	1	1			1	1	5	71,43%
	Oxígeno							1	1	2	28,57%
2014	Ninguno									0	-
2015	Ninguno									0	-

* En el RD817/2015 no se establecen umbrales ni para la conductividad ni para los nitritos.

Es destacable la reducción del número de parámetros que presentan incumplimientos, desde 5 parámetros en el año 2008 a solo 2 en 2013, y a ninguno en los años 2014 y 2015 de acuerdo con los informes de seguimiento del estado de las aguas (Tabla 3).

Dado que desde que se publicó el RD 817/2015 la conductividad no se tiene en cuenta en el estado ecológico, no entraremos a analizar los incumplimientos vinculados a este parámetro.

El contenido en oxígeno es el parámetro con más número de incumplimientos en los tres años de los que se dispone de información específica. Sus incumplimientos ocurren, salvo en una ocasión, en las masas de agua 454 y 455, aguas abajo de la ciudad de Zaragoza.

4.3.4. Análisis de los incumplimientos referidos al estado químico (EQ)

La Figura 34 y la Tabla 4 y la sintetizan los incumplimientos correspondientes al estado químico (EQ) en el periodo en el que se encuentran disponibles los informes de seguimiento del estado de las masas de agua en www.chebro.es (2008-2015), organizados en los subperiodos de interés para el presente estudio (2008-2011 y 2012-2015). Los valores de referencia y los valores que han generado incumplimientos están recogidos en los citados informes.

Las medidas analíticas utilizadas para establecer el estado químico en las masas de agua de nuestra zona de estudio proceden de las estaciones de la red de control de sustancias peligrosas (RCSP). En el caso de la masa de agua nº 449 los datos proceden de la estación CEMAS 0162 Ebro / Pignatelli, y en el caso de la masa de agua nº 454 los datos proceden de la estación CEMAS 0211 Presa de Pina. Las coordenadas exactas de los puntos de muestreo de cada estación para las matrices de agua, peces y sedimentos se encuentran especificadas en los informes de seguimiento de la RCSP, disponibles en www.chebro.es.

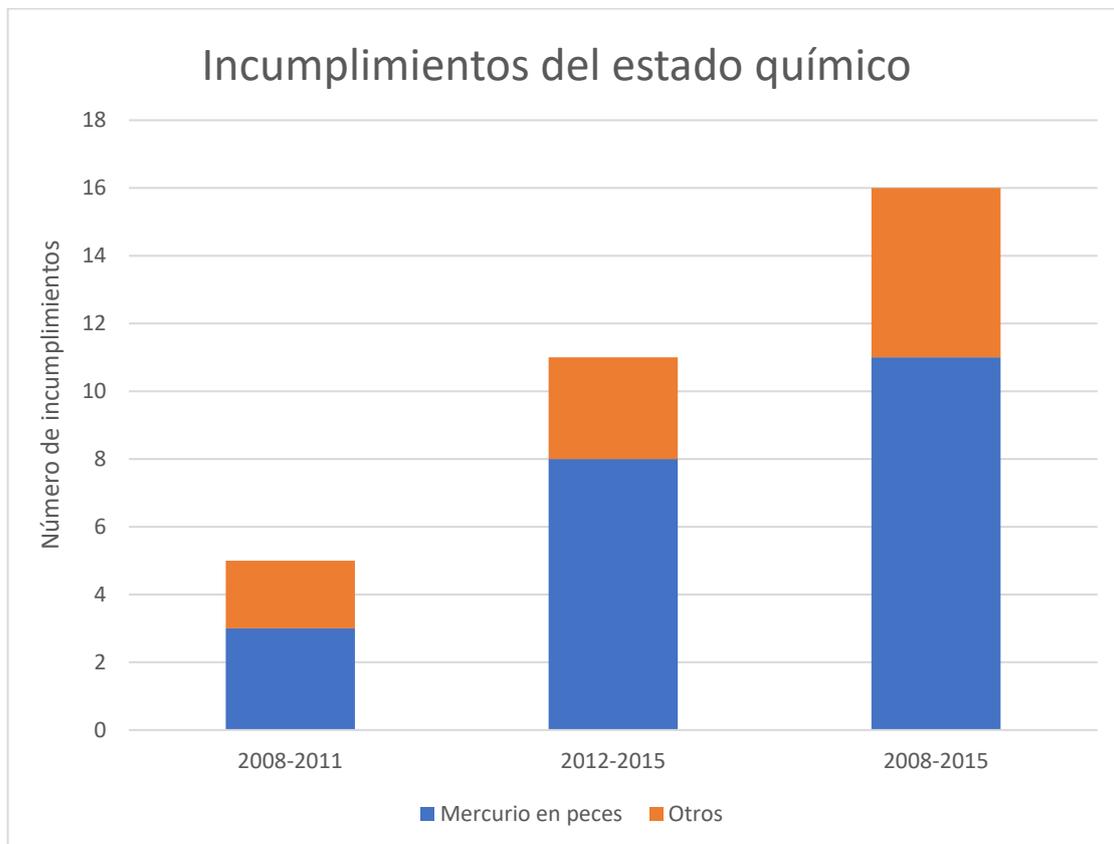


Figura 35: Síntesis de los incumplimientos del estado químico de las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio (masas de agua 449 y 454).

Tabla 4: Síntesis de los incumplimientos del estado químico en las masas de agua del río Ebro en la zona de estudio.

Periodo	Parámetro	Masa de agua		Todas las masas de agua	Todas las masas de agua (%)
		449	454		
2008 - 2011	Mercurio en peces		3	3	60,00%
	Endosulfán NCA-CMA	1		1	20,00%
	Endosulfán NCA-MA	1		1	20,00%
2012 - 2015	Mercurio en peces	4	4	8	72,73%
	Nonilfenol NCA-CMA		1	1	9,09%
	Nonilfenol NCA-MA		1	1	9,09%
	Hexaclorociclohexano NCA-MA		1	1	9,09%
2008 - 2015	Mercurio en peces	4	7	11	68,75%
	Otros	2	3	5	31,25%

La mayor parte de los incumplimientos (68,75%) están debidos a la presencia de concentraciones de mercurio en peces por encima de la norma de calidad establecida en el RD 817/2015 (20 µg de mercurio por kilogramo de pez).

4.4. SÍNTESIS DE LA INFORMACIÓN PREVIA E HIPÓTESIS DE TRABAJO

La información analizada en los apartados anteriores del presente informe apunta a la colonización de *Corbicula spp.* como el factor determinante de la evolución decreciente de la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio. Un aumento de la transparencia es el efecto esperable dada las elevadas densidades medidas en el cauce del Ebro y la contrastada capacidad de esta especie de bivalvo filtrador para modificar las condiciones de turbidez en las masas de agua en las que se encuentra presente, tal y como se ha revisado en el apartado 4.2 del presente informe.

Las citas que permiten datar y caracterizar la progresiva implantación de esta especie, acaecida entre los años 2004 y 2009 en nuestra zona de estudio (Figura 13), son coherentes con la evolución histórica de la concentración de sólidos en suspensión en las estaciones CEMAS (Figura 23) y con la profusión de macrófitos y simúlidos. Este corto periodo de tiempo entre el 2009 y el 2011 es el esperable entre la detección de los primeros ejemplares de *Corbicula spp.* en una masa de agua y que su población alcance la suficiente entidad para influenciar de manera significativa en la transparencia de la misma. Coincide también con el periodo señalado por [Phelps \(1994\)](#) entre cambios importantes en la población de *Corbicula fluminea* y la observación de cambios en la cobertura de macrófitos en el Río Potomac. En una clara analogía con nuestro estudio, dicho trabajo señala que dichos cambios en la cobertura de macrófitos sumergidos fueron influidos por cambios en la turbidez relacionados con la actividad filtradora de las poblaciones de *Corbicula fluminea*.

La vinculación establecida por [Ibáñez et al. \(2007\)](#) entre la reducción de nutrientes asociada a la puesta en funcionamiento de varias depuradoras en el Bajo Ebro, la consiguiente menor productividad del fitoplancton y el aumento de la transparencia de las aguas, y la profusión de macrófitos sumergidos en ese tramo, no parece exportable a nuestra zona de estudio:

- Las concentraciones de fósforo en el periodo 2002-2017 muestran una tendencia ligeramente creciente en la estación CEMAS 0162 – Ebro en Pignatelli, al inicio de la zona de estudio, y si bien tienen una tendencia descendente en las estaciones CEMAS 0657 – Zaragoza y 0211 – Presa de Pina, los descensos en estas estaciones

se producen con anterioridad al 2009 y no son tan drásticos como en el Bajo Ebro. De hecho, tras el mencionado descenso las concentraciones de fósforo se mantienen por encima de los valores de referencia utilizados en este momento para la evaluación del estado ecológico según indicadores físico-químicos, generando incumplimientos en 2008 para las estaciones CEMAS 1164 – Ebro en Alagón, en la ribera alta del Ebro, y en las estaciones CEMAS 0211 Ebro en Presa Pina y CEMAS 0592 – Ebro en Pina de Ebro aguas abajo de Zaragoza.

- Como se ha visto en el apartado 4.1.1, en los informes de seguimiento de la biomasa algal planctónica no se observa en nuestra zona de estudio una correlación entre la evolución espacial y temporal de la clorofila y la de los sólidos en suspensión (Figura 8, Figura 9), parámetro este último que está generalmente ligado a la turbidez ([Lenhart et al., 2010](#)). En definitiva, la turbidez en nuestra zona de estudio parece estar disociada del contenido en clorofila y por tanto de la productividad fitoplanctónica.

No obstante, al igual que [Ibáñez et al. \(2007\)](#) consideramos que la puesta en funcionamiento de depuradoras en nuestra zona de estudio y su área de influencia sí ha tenido un papel muy relevante en el fenómeno de aumento de transparencia, aunque no mediante su influencia en los nutrientes y la productividad fitoplanctónica.

La mayor depuración de aguas residuales urbanas e industriales ha podido provocar el descenso observado en la zona de estudio de las concentraciones de varios metales desde comienzos del S. XXI (Figura 25, Figura 26, Figura 27). Otros parámetros que afectan negativamente a *Corbicula spp* (revisados en la sección 4.1.3) han podido verse afectados por la instalación de EDARS durante la primera década del S. XXI.

Entre estos parámetros se han señalado referencias a la sensibilidad de esta especie a los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales sin tratar (Cataldo et al., 2001; Cataldo et al., 2010), cuya cantidad se redujo significativamente en nuestra zona de estudio y su área de influencia entre los años 2002 y 2009 (Figura 10). Existe una correlación temporal y espacial entre la instalación de depuradoras y la detección de ejemplares de *Corbicula spp.*, apareciendo antes en canales de riego que estaban menos afectados por vertidos de aguas residuales urbanas e industriales sin depurar (Figura 13). Esta correlación espacial y temporal está representada sintéticamente en la cartografía del ANEXO 1.

El limitante que la calidad de las aguas imponía a la expansión de *Corbicula spp.* en la zona de estudio explicaría la tardanza de 5 años en extenderse desde el área de influencia inmediatamente aguas arriba de la misma (cita de 2004 en canal de riego de Peralta) hasta su distribución en 2009 por todo el cauce del Ebro. Dicho periodo sería excepcionalmente largo para una colonización de menos de 200 kilómetros de cauce a favor de la corriente, dada la capacidad de reproducción y colonización de *Corbicula spp.* en condiciones favorables, revisada en el apartado 4.1.3.

La mencionada capacidad de dispersión en condiciones favorables fue comprobada en nuestra zona de estudio mediante un experimento realizado entre febrero de 2007 y febrero de 2008 (Gómez *et al.*, 2009, en Gimeno-Calvo, 2017). Las bandejas con sedimento instaladas en el fondo del Canal Imperial de Aragón en el comienzo de ese periodo fueron colonizadas rápidamente, alcanzando densidades de 1923 pequeñas conchas por m² en noviembre de 2007 y de 3810 pequeñas conchas por m² al final del experimento, de tan solo 12 meses de duración.

La vinculación de la colonización de *Corbicula spp.* con la mejora previa de la calidad de las aguas está reforzada por la reciente detección de ejemplares juveniles de la especie protegida *Margaritifera auricularia* en la zona de estudio, tras décadas en las que la reproducción de esta especie en condiciones naturales se consideraba imposible. La edad estimada para estos ejemplares permite situar la recuperación de las condiciones para la reproducción de esta especie en la primera década del S. XXI ([Rubio *et al.*, 2016](#)), de nuevo coincidiendo con la expansión de *Corbicula spp.* en el tramo medio del Ebro.

La coincidencia temporal de la colonización de *Corbicula spp.* con la mejora de las condiciones ambientales también puede correlacionarse con incrementos en el índice IBMWP en las estaciones de muestreo biológico de la zona de estudio poco tiempo antes de la detección de poblaciones de este bivalvo filtrador (Figura 28, Figura 13).

La colonización de *Corbicula spp.* del tramo medio del Ebro presenta por tanto analogías con la ocurrida en el tramo medio y bajo del Rin, ya que en dicho caso, ocurrido a partir de 1987, [Hartog *et al.* \(1992\)](#) citan mejoras previas en la calidad de las aguas “*como resultado de medidas gubernamentales para reducir la contaminación*” y la coincidencia en el tiempo con el regreso de “*especies fluviales especializadas*” que “*habían desaparecido o se habían vuelto muy escasas*”.



5. RESULTADOS OBTENIDOS EN ESTE TRABAJO

5.1. OBJETIVOS DE LA TOMA DE DATOS

El objetivo principal de las campañas de muestreo y las medidas de transparencia de disco de Secchi realizadas fue determinar la evolución espacial y estacional de los parámetros físico-químicos potencialmente vinculados con la turbidez de las aguas del Ebro y sus afluentes principales en la zona de estudio, con una densidad geográfica y temporal que permitiera un control adecuado de los factores que podrían estar influenciándolos.

Como objetivo secundario, se quiso determinar la evolución espacial y temporal de dos parámetros microbiológicos, la *Escherichia coli* y los *Enterococos totales*. Estos parámetros están interrelacionados tanto con algunos de los factores potencialmente determinantes de la evolución de la turbidez (como son los vertidos de aguas residuales urbanas, los vertidos procedentes de la ganadería, y los alivios de pluviales), como con la turbidez propiamente dicha al ser la radiación ultravioleta y otras radiaciones presentes en la luz solar algunos de los factores que limitan su persistencia en el medio acuático bajo ciertas condiciones de transparencia ([Swenson & Setlow, 1996](#); [Davies-Colley et al., 1994](#)).

5.2. METODOLOGÍA DE LA TOMA DE DATOS

5.2.1. Puntos, parámetros y campañas de muestreo

Las campañas de muestreo pretenden conocer la evolución espacial, a lo largo del río Ebro, de algunos parámetros relacionados con la turbidez y el estado ecológico en la zona de estudio en un determinado momento. Su repetición en el tiempo sirve para conocer la variación estacional de dicha evolución espacial, así como establecer y corroborar correlaciones entre los distintos parámetros medidos.

Para su realización se establecieron 15 puntos de muestreo en la zona de estudio (Tabla 5), 13 de ellos en el cauce del río Ebro entre el azud de Pignatelli en El Bocal y Pina de Ebro (E1-E13) y 2 en los tramos finales de los ríos Arba y Gállego (A1 y G1) (Figura 36 y ANEXO 1). Su ubicación atendió a los siguientes criterios:

- Equidistancia, en lo posible, del espaciado de los puntos situados a lo largo del cauce del río Ebro.

- Monitoreo de los aportes de los principales afluentes en la zona de estudio (A1 en el río Arba y G1 en el río Gállego), descartando los de menor entidad con caudales de estiaje (río Huecha, río Jalón y río Huerva).
- Control de la influencia de elementos discretos en la evolución de la calidad de las aguas del Ebro, y en concreto:
 - Río Arba, mediante los puntos E2 y E3 aguas arriba y aguas abajo de su desembocadura.
 - EDAR de Utebo, mediante los puntos E4 y E5 aguas arriba y aguas abajo de su vertido.
 - EDAR La Almozara, mediante los puntos E6 y E7 aguas arriba y aguas abajo de su vertido.
 - Represa de Lorenzo Pardo o Azud de Vadorrey, mediante los puntos E8 y E9 en su cola y aguas abajo de sus compuertas.
 - EDAR La Cartuja, mediante los puntos E10 y E11 aguas arriba y aguas abajo de su vertido.

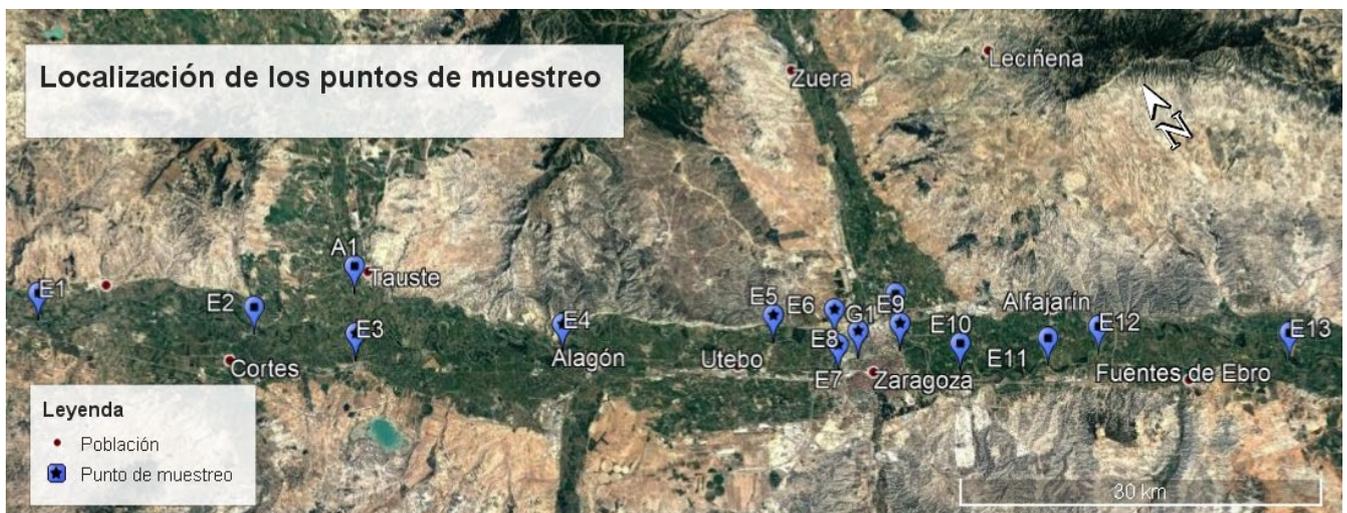


Figura 36: Localización de los puntos de muestreo.

Tabla 5: Descripción de los puntos de muestreo.

CÓDIGO PUNTO	PUNTO DE MUESTREO (CHE)	REFERENCIA GEOGRÁFICA	MASA
E1	0162-FQ Ebro / Pignatelli (FQ)	Ebro en Pignatelli	449
E2	-	Ebro en Novillas.	450
E3	1163-ICT Ebro / Gallur (ICT)	Ebro en Gallur.	451
E4	1164-FQ Ebro / Alagón (FQ)	Ebro en Alagón	451
E5	0011-FQ Ebro / Zaragoza – Monzalbarba (FQ)	Ebro en Monzalbarba	452
E6	3037-BIO5 Ebro / Zaragoza - Juslibol (BIO)	Ebro en Juslibol.	452
E7	0657-BIO Ebro / Zaragoza - Almozara (BIO)	Ebro en la Almozara	452
E8	3037-BIO2 Ebro / Zaragoza - Puente de Piedra (BIO)	Ebro en Puente de Piedra	452
E9	2131-BIO Ebro / Zaragoza - Puente Giménez Abad (BIO)	Ebro en Puente Giménez Abad	453
E10	3036-FQ Ebro / Zaragoza - Pasarela del Bicentenario (FQ)	Ebro en Pasarela del Bicentenario	454
E11	1295-FQ Ebro / El Burgo de Ebro (FQ)	Ebro en El Burgo de Ebro	454
E12	0211-FQ Ebro / Presa Pina (FQ)	Ebro en Presa de Pina.	454
E13	0592-FQ Ebro / Pina de Ebro (FQ)	Ebro en Pina de Ebro.	455
A1	0060-FQ Arba de Luesia / Tauste (FQ)	Arba en Tauste	106
G1	0089-FQ Gállego / Zaragoza (FQ)	Gállego en Zaragoza.	426

Todos ellos se hicieron coincidir con puntos de muestreo de las estaciones de la red CEMAS (control del estado de las masas de agua superficiales) de la Confederación Hidrográfica del Ebro, a excepción del punto de muestreo E2 - Ebro en Novillas. El objetivo de este punto es muestrear aguas arriba de la desembocadura del río Arba. En la presentación de nuestros resultados, utilizaremos el código de punto y la referencia geográfica para denominar a los puntos de muestreo de la red CEMAS según la equivalencia establecida en la Tabla 5.

Se realizaron 6 campañas de muestreos físico-químicos, con una frecuencia aproximadamente mensual entre el 16 de mayo y el 25 de septiembre (Tabla 6). Cada campaña se completaba en aproximadamente 12h, recogiendo una muestra en cada uno de los 15 puntos descritos ordenadas de aguas arriba a aguas abajo del Ebro. Todas las muestras se mantuvieron refrigeradas hasta su entrega en el laboratorio, y dicha entrega tuvo lugar el mismo día de muestreo salvo los meses de julio y agosto, en que se produjo a primera hora del día siguiente debido al horario reducido del laboratorio.

Tabla 6: Fechas de la realización de perfiles de muestreo y medidas de disco de Secchi.

FECHA	M. FÍSICO QUÍMICO	M. MICROBIOLÓGICO	MEDIDA SECCHI
16/05/2018	X	X	
21/05/2018			X
26/05/2018			X
28/05/2018		X	
02/06/2018			X
11/06/2018	X	X	X
25/06/2018		X	
26/06/2018			X
02/07/2018			X
10/07/2018	X	X	X
17/07/2018			X
23/07/2018		X	X
31/07/2018			X
06/08/2018	X	X	
07/08/2018			X
14/08/2018			X
21/08/2018			X
27/08/2018		X	
28/08/2018			X
03/09/2018	X	X	
04/09/2018			X
11/09/2018			X
18/09/2019			X
25/09/2018	X	X	X

Los parámetros analizados en laboratorio en las muestras obtenidas atendieron a la revisión de la información hidrológica y bibliográfica presentada en los apartados 4.1 a 4.3. y fueron los

siguientes: turbidez, sólidos en suspensión, clorofila total, clorofila a, clorofila b, clorofila c, fosfatos y demanda química de oxígeno.

Se realizaron 10 campañas de muestreo microbiológico entre el 16 de mayo y el 25 de septiembre, con una frecuencia aproximadamente quincenal salvo en las dos últimas campañas que estuvieron separadas por casi un mes (Tabla 6). En estas campañas se tomaron muestras en 6 puntos localizados en el cauce del río Ebro de los anteriormente descritos: E4 - Ebro en Alagón, E5 - Ebro en Monzalbarba, E6 - Ebro en Juslibol., E7 - Ebro en la Almozara, E8 - Ebro en Puente de Piedra y E9 - Ebro en Puente Giménez Abad (Tabla 5, Figura 36).

El tratamiento de las muestras fue análogo al descrito para los muestreos físico-químicos, refrigerándose desde su toma y entregándose al laboratorio en un plazo inferior a 24 horas. Los parámetros analizados fueron *Escherichia coli* y *Enterococos totales*.

Todos los muestreos fueron complementados con la medida de datos de campo mediante una sonda multiparamétrica HANNA HI- 98194, anotándose la temperatura (precisión $\pm 0,15^{\circ}\text{C}$), pH (precisión $\pm 0,02$ pH), conductividad a 20°C (precisión $\pm 1\%$ de la medida), y oxígeno disuelto (precisión $\pm 1.5\%$ de la medida ó $\pm 1.0\%$ de saturación, según cuál sea mayor).

La determinación de parámetros analíticos se realizó en los Laboratorios Nilsson de Zaragoza, siguiendo los siguientes protocolos que permitieron las correspondientes precisiones:

- La medida de turbidez se realizó con un equipo de Hach, cuyo rango de medición es de 0-1000 UNF (NTU). Este equipo mide la luz difusa de la muestra en un ángulo de 90 grados con respecto a la luz incidente. La incertidumbre para este método de ensayo es del 10% para rangos bajos (patrón de 20 UNF) y del 5% para rangos altos (patrón de 100 UNF).
- La demanda química de oxígeno (DQO) es el parámetro que mide el oxígeno requerido para oxidar los compuestos orgánicos e inorgánicos en el agua. Para su determinación se realizó una digestión ácida con dicromato de potasio, y una medición colorimétrica con equipo de HACH. La precisión utilizando una solución patrón de ftalato ácido de potasio, es de 100 mg/L $\pm 20\%$ de DQO (para rangos de 0 a 1500).
- La determinación de los fosfatos (ortofosfatos) se realizó con un equipo de HACH (método ácido ascórbico) y el rango de medición es de 0-2.50 mg/L PO_4^{3-} (valores más altos pueden medirse procediendo a una dilución adecuada de la muestra). Para este método la precisión descrita para un estándar de 1.00 mg/L, es de 5%, es decir, 1.00 ± 0.05 mg/L PO_4^{3-}

- La determinación del contenido en clorofila se efectuó mediante espectrofotometría. Para evaluar la clorofila presente en la muestra en forma de clorofila A, clorofila B y clorofila C se extrajeron de la muestra con acetona acuosa y se realizaron lecturas en absorbancia 663 nm, 645 nm y 630 nm respectivamente. Para eliminar el efecto de dispersión de la luz por las partículas en suspensión se midió la absorbancia a 750 nm. La incertidumbre asociada a este método es del 20%.
- La determinación del contenido en sólidos en suspensión se llevó a cabo por gravimetría, evaluándose a partir de la diferencia de pesada de un filtro a través del cual se había hecho pasar un volumen concreto de muestra. Antes de efectuar la segunda pesada, el filtro se secó en una estufa a $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 1 hora como mínimo. La incertidumbre asociada a este método es del 12%.
- La determinación de los *Enterococos totales* se realizó de acuerdo con la norma UNE-EN-ISO 7899-2:2001. El método utilizado es el de filtración por membrana (disposición de la membrana sobre la superficie del medio de cultivo selectivo Slanetz - Bartley). Las placas se incubaron a 36°C durante 48 h. La incertidumbre del método es de 0.1514 (log).
- El recuento de *Escherichia coli* se realizó de acuerdo a la norma UNE-EN ISO 9308-1-2014. El método utilizado es el de filtración por membrana (disposición de la membrana sobre la superficie del medio de cultivo ACC). Las placas se incubaron a 36°C durante 24 h. La incertidumbre del método es de 0.14972 (log). Valores entre 400 y 1200 han de entenderse como “organismo presente en el volumen investigado”.

Todos los resultados analíticos y medidas de campo correspondientes a las campañas de muestreo pueden ser consultados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

5.2.2. Medidas de transparencia de disco de Secchi

El disco de Secchi permite mediciones directas de la transparencia en las aguas, que es un parámetro vinculado a la turbidez y que resulta determinante para el desarrollo de vegetación acuática sumergida.

La realización de medidas de transparencia de disco de Secchi en un curso fluvial con cierta corriente como es el Ebro (tramos lóticos) requiere dejarse llevar por dicha corriente con una embarcación (Figura 37), de forma que la velocidad relativa con la masa de agua sea nula.



Figura 37: Equipamiento para la medida de transparencia con disco de Secchi.

Para el monitoreo de la evolución espacial y estacional de la transparencia de disco de Secchi en nuestra zona de estudio se seleccionaron dos puntos del río Ebro separados por 70 kilómetros de curso fluvial, sin contribución de ningún afluente relevante entre ellos y que presentaban condiciones favorables para la realización de estas medidas de campo: El embarcadero junto a la nave de ebroNAUTAS en Cabañas de Ebro (muy cercano al punto de muestreo E4 – Ebro en Alagón, pero con mayor profundidad y facilidad de acceso con la embarcación) y el remanso de la Represa Lorenzo Pardo (azud de Vadorrey) en Zaragoza (asimilable en sus condiciones de turbidez al punto de muestreo E9 – Ebro en Puente Giménez Abad), que ofrece la posibilidad de ser muestreado sin necesidad de una embarcación.

Se realizaron mediciones con una diferencia de pocas horas en ambos puntos, con una frecuencia prácticamente semanal desde el 21 de mayo al 25 de septiembre (Tabla 6). Los valores numéricos de todas las medidas realizadas pueden ser consultados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

5.2.3. Validación de la evolución espacial inferida de los perfiles de muestreo

La acentuada variabilidad temporal de la calidad hídrica en el cauce del Ebro en la zona de estudio constituye una limitación a la metodología de perfiles de muestreo descrita en la sección 1. Dicha metodología pretende estudiar la evolución espacial de varios parámetros a lo largo del

río Ebro en un determinado momento, y requiere por tanto que dichos parámetros se encuentren, para un mismo punto de muestreo, en una situación de cierta estabilidad temporal: No solo es conveniente que no varíen significativamente durante la campaña de muestreos (12h), sino también que permanezcan estables durante el periodo empleado por las aguas del Ebro en recorrer toda la zona de estudio.

El análisis de la información facilitada por la red de alerta de la calidad de aguas durante el periodo del 10 al 20 de junio de 2018 (Figura 3) ha permitido establecer en aproximadamente 24h el tiempo de transferencia de las aguas entre las estaciones SAICA 902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal) y SAICA 909 – Ebro en Zaragoza – La Almozara, distantes 105 kilómetros a lo largo del cauce, con un caudal aproximado de 350 m³/s (Figura 38).



Figura 38: Caudal circulante por el río Ebro al inicio de la zona de estudio durante junio de 2018.

Fuente: [SAIH Ebro](#).

Dado que la longitud total del tramo del río Ebro comprendido en la zona de estudio es de 160 kilómetros, el periodo de estabilidad necesario para la correcta realización de los perfiles de muestreo con caudales en torno a los 350 m³/s sería de 36h.

No obstante, y dado que este periodo será variable y previsiblemente mayor para caudales menores, en lugar de establecer un periodo de estabilidad fijo para cada campaña de muestreos se realizó un análisis de:

- La información sobre turbidez medida por la red de alerta de calidad de aguas en las estaciones SAICA 902 - Ebro en Pignatelli (El Bocal), SAICA 909 – Ebro en Zaragoza



– La Almozara y SAICA 905 - Ebro en Presa de Pina en los 3 días previos y durante la jornada de realización de los muestreos.

- La información sobre caudales estimados por la red de aforos del SAIH en las estaciones de aforo A002 - Ebro en Castejón, A260 - Arba en Tauste, A087 - Jalón en Grisén, A011 Ebro en Zaragoza, y A089 Gállego en Zaragoza en los 3 días previos y la fecha de realización de los muestreos.
- La información pluviométrica de la zona de estudio y la cuenca vertiente en los 3 días previos y la fecha de realización de los muestreos.

Este análisis permitió determinar la validez o invalidez de cada campaña de muestreo para estudiar la evolución espacial (no temporal) de los parámetros físico-químicos y microbiológicos medidos, además de contribuir a una interpretación más consistente de los perfiles de muestreos considerados como válidos. Toda la información utilizada para ello se encuentra disponible en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio> (caudales en estaciones SAIH y medidas en continuo de la red de alerta de calidad de aguas) y en el ANEXO 2 (información pluviométrica facilitada por el SAIH bajo demanda).

La campaña de muestreos del 11 de junio de 2018 no cumplió las condiciones de estabilidad necesarias para que sus resultados puedan ser considerados un perfil longitudinal representativo de la evolución espacial (no temporal) de los parámetros analizados. Ello fue debido a la pluviosidad registrada en el entorno de Logroño, en el eje del Ebro aguas arriba de la zona de estudio, durante el día 10 de junio (Figura 39)

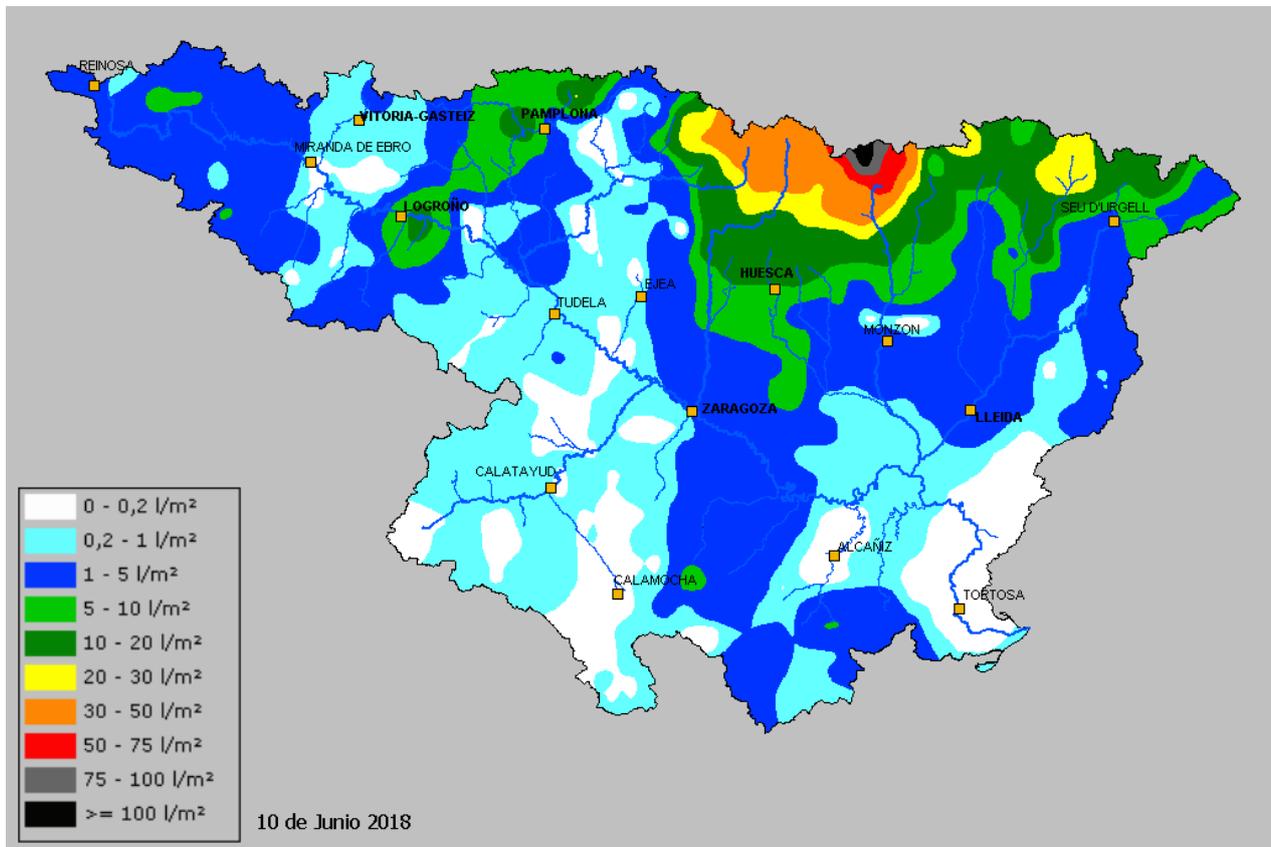


Figura 39: Pluviosidad (acumulado diario) registrada en la cuenca del Ebro el día 10 de junio. Fuente: [SAIH Ebro](#).

Los muestreos, realizados el 11 de junio entre las 08h y las 17h (9h de duración frente a las 36h estimadas para el flujo de las aguas desde el inicio al final de la zona de estudio), “adelantaron” a la punta de turbidez detectada por la red de alerta de la calidad de aguas en la estación SAICA 902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal) durante el día 10 de junio, dando como resultado un perfil que muestra una tendencia creciente de la turbidez a lo largo del tramo (Figura 40).

Turbidez muestreo 11 de Junio

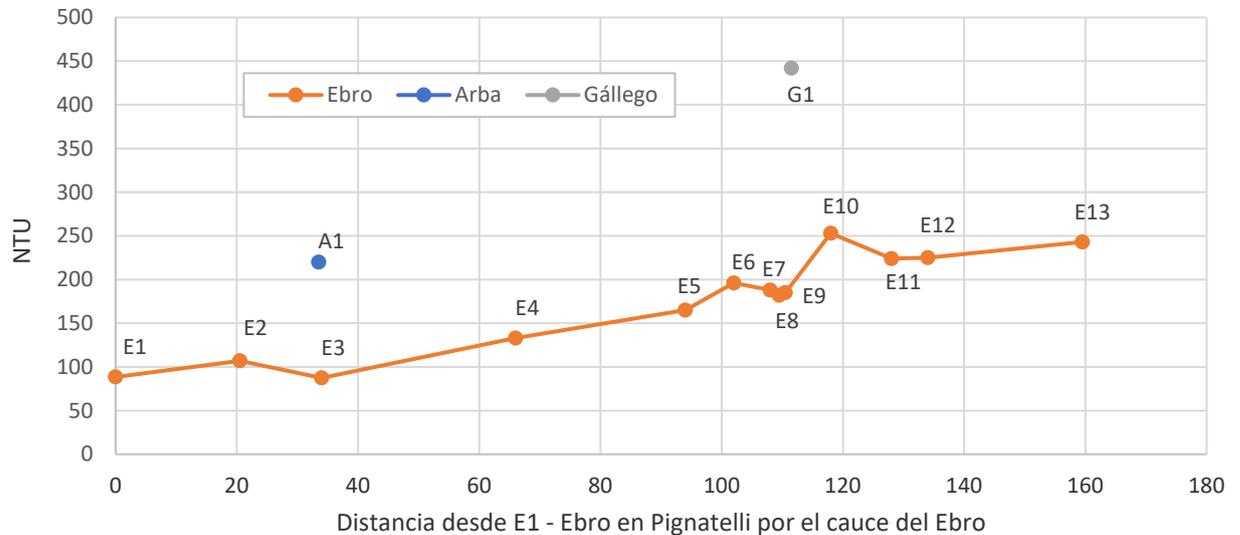


Figura 40: Perfil longitudinal aparente de la turbidez en el Ebro en la campaña de muestreos del 11 de junio. Se incluyen también los datos de turbidez de A1 – Arba en Tauste y G1 – Gállego en Zaragoza.

La situación de inestabilidad es también patente en la influencia del río Gállego, cuya crecida se estaba registrando en su desembocadura desde primera hora del día 11 y cuyo aporte suplementario de turbidez, denotado en la muestra de G1 – Gállego en Zaragoza, es patente en la muestra tomada en E10 – Ebro en Pasarela del Bicentenario. Sin embargo, el valor registrado en E11- Ebro en Burgo de Ebro indica que ese aporte de turbidez desde el Río Gállego todavía no había llegado a ese punto del río Ebro (Figura 40).

CAUDAL RIO GALLEGO EN ZARAGOZA (m³/s)

Figura 41: Caudal circulante por el río Gállego durante la campaña de muestreos del 11 de junio.

Fuente: [SAIH Ebro](#).

Por todo lo anterior, la campaña de muestreos físico-químicos del día 11 de junio tuvo que ser descartada y no se utilizará en la interpretación de resultados realizada en los próximos apartados. Los resultados microbiológicos sí se han tenido en cuenta, ya que aportan información sobre el comportamiento de estos parámetros durante un evento de crecida y con alivios urbanos de aguas pluviales en el Ebro.

Todas las otras campañas sí cumplieron los requisitos de estabilidad que permiten la interpretación de los perfiles de muestreos como representativos de la evolución espacial de los distintos parámetros a lo largo del cauce del Ebro.

5.3. ANÁLISIS CUALITATIVO DE LOS RESULTADOS

5.3.1. Relaciones entre los parámetros analíticos

Las mediciones de clorofila, fosfatos (PO₄) y turbidez en los perfiles de muestreo físico-químicos de mayo a septiembre se encuentran representadas en la Figura 42. En ella no se observa una relación clara y mantenida estacionalmente entre las mediciones de fosfatos y los otros dos parámetros. Tampoco hay una proporcionalidad directa o inversa entre la turbidez y el contenido en clorofila, si bien cabe destacar que los mayores valores absolutos de clorofila se registran en el perfil con una menor turbidez media (16 de mayo), y que mientras que la tendencia general de la turbidez es a decrecer a lo largo de la zona de estudio, la de la clorofila es a aumentar.

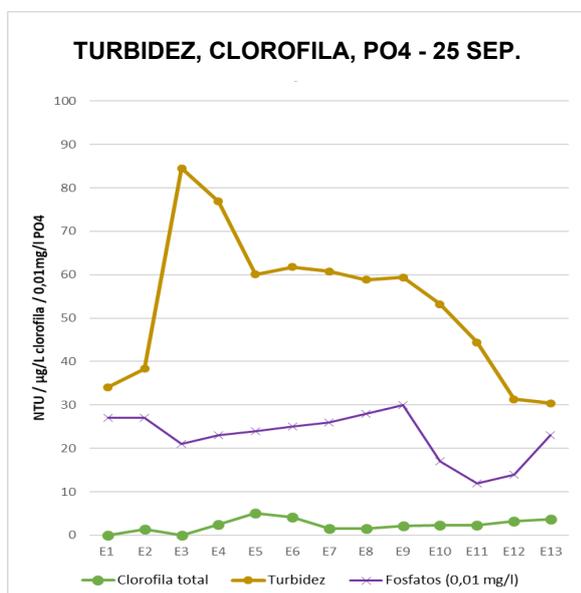
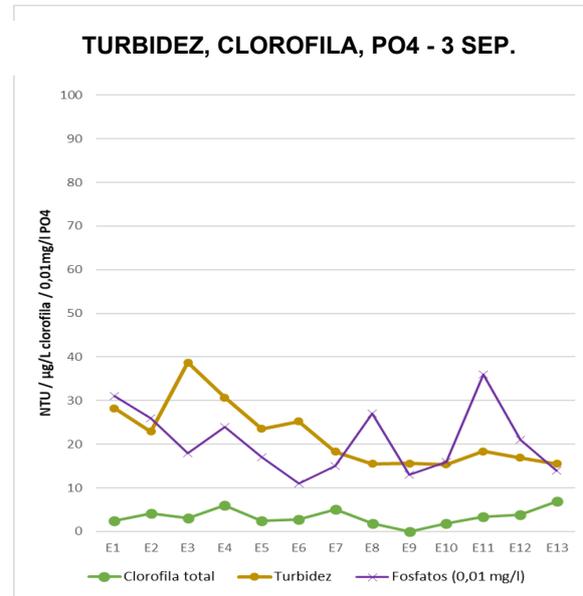
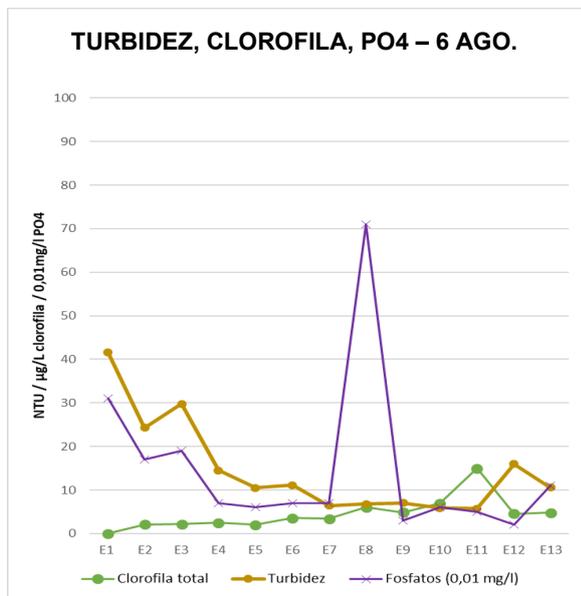
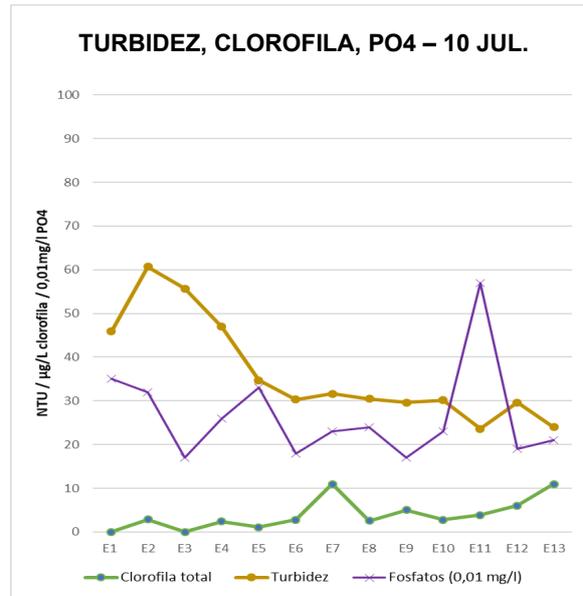
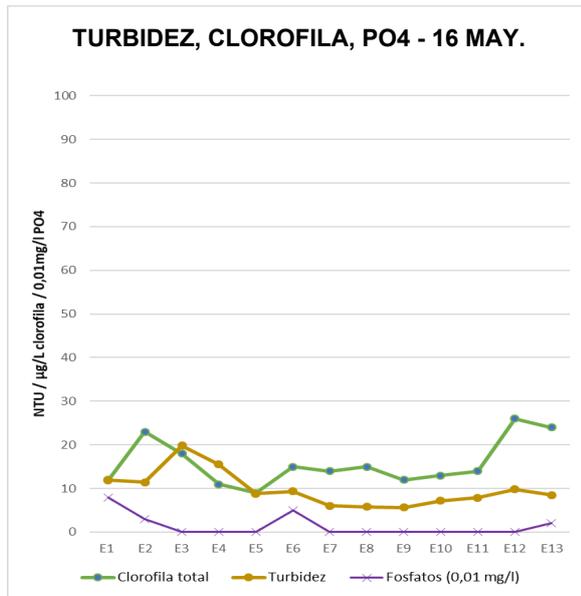


Figura 42: Relación entre las mediciones de clorofila, fosfatos y turbidez en los muestreos de mayo a septiembre.

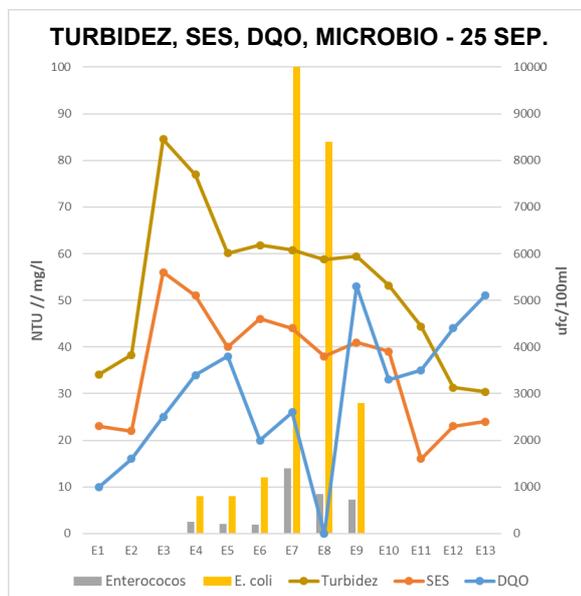
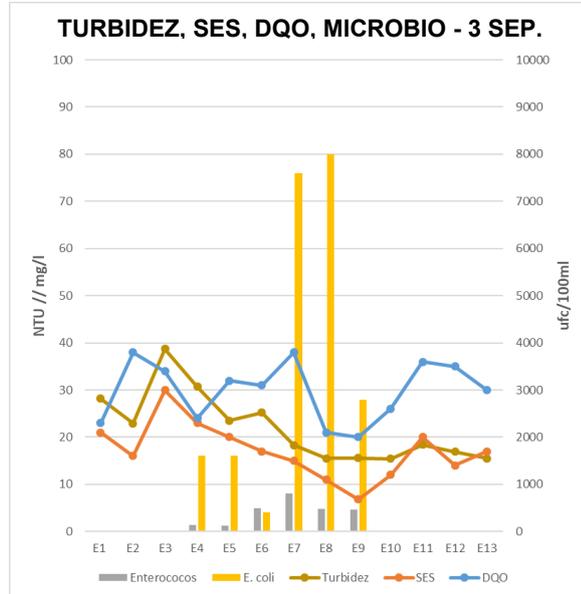
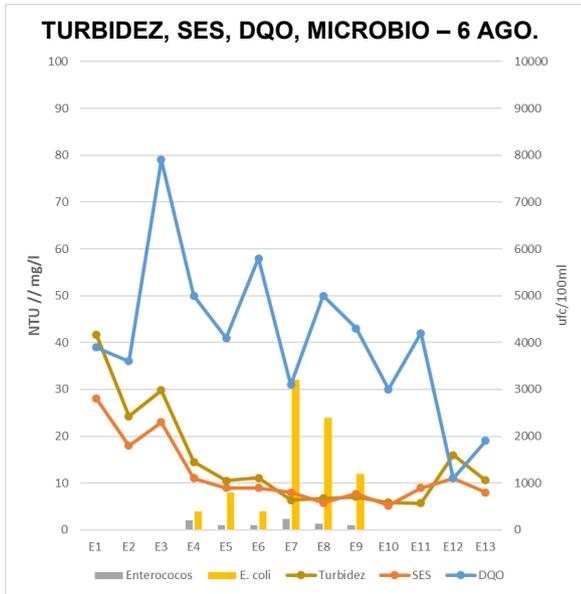
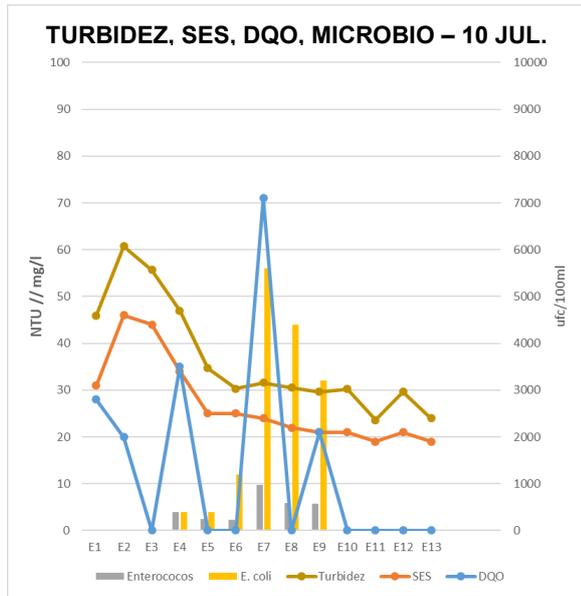
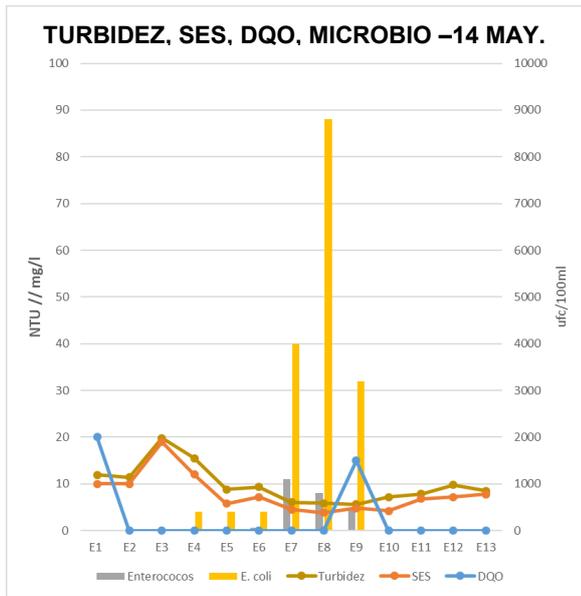


Figura 43: Relación entre las mediciones de turbidez, sólidos en suspensión (SES), demanda química de oxígeno (DQO), y recuentos de *Escherichia Coli* y de *Enterococos Totales* en los muestreos de mayo a septiembre.

Las mediciones de turbidez, sólidos en suspensión (SES) y demanda química de oxígeno (DQO) en los perfiles de muestreo físico-químicos de mayo a septiembre, y los recuentos de *Escherichia coli* y de *Enterococos totales* de los perfiles de muestreo microbiológico con fechas coincidentes se encuentran representadas en la Figura 43.

Hay una relación evidente, proporcional y mantenida a lo largo de todo el periodo de muestreos entre la turbidez y los sólidos en suspensión (Figura 44), tal y como era esperable al estar estos parámetros estrechamente vinculados ([Lenhart et al., 2010](#)). Estos dos parámetros no presentan una relación clara con la DQO ni con los parámetros microbiológicos.

Relación turbidez - sólidos en suspensión (SES)

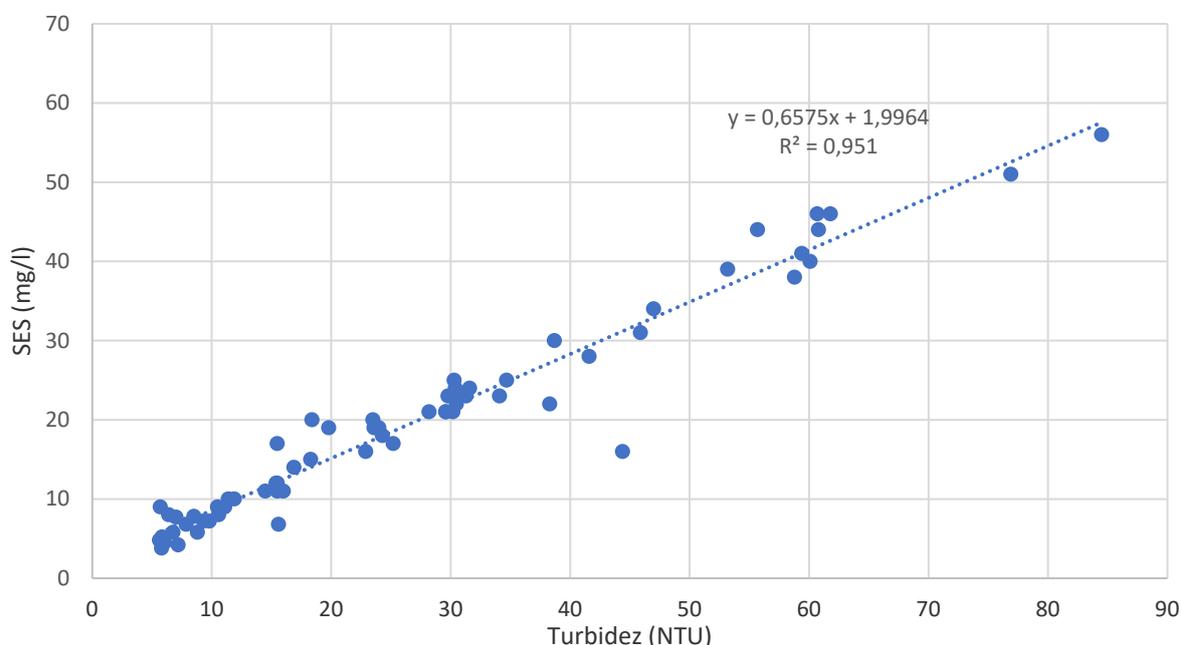


Figura 44: Relación entre la turbidez y los sólidos en suspensión en las muestras de las campañas de mayo, julio, agosto y septiembre 2018.

Tampoco existe una relación clara entre la DQO y los parámetros microbiológicos: Tanto los recuentos de *Escherichia coli* como los de *Enterococos totales* experimentan notables incrementos en todos los perfiles a partir de E7 – Ebro en La Almozara, aguas abajo de la EDAR de La Almozara, sin que dicho incremento se vea acompañado por un aumento significativo y mantenido a través de las campañas de muestreo en la concentración de sólidos en suspensión o en la turbidez.

5.3.2. Evolución espacial y estacional de la turbidez

Si bien analizaremos en esta sección la evolución espacial y estacional de las medidas de turbidez recopiladas en las distintas campañas, la interpretación de esta información tendrá en cuenta la inequívoca relación de este parámetro con los sólidos en suspensión (Figura 43, Figura 44), así como el resto de las relaciones observadas entre los otros parámetros tal y como se ha descrito en la sección 5.3.1.

La Figura 45 muestra la evolución de los valores de la turbidez en función de la distancia (medida sobre el cauce) desde el punto de muestreo hasta el Bocal.

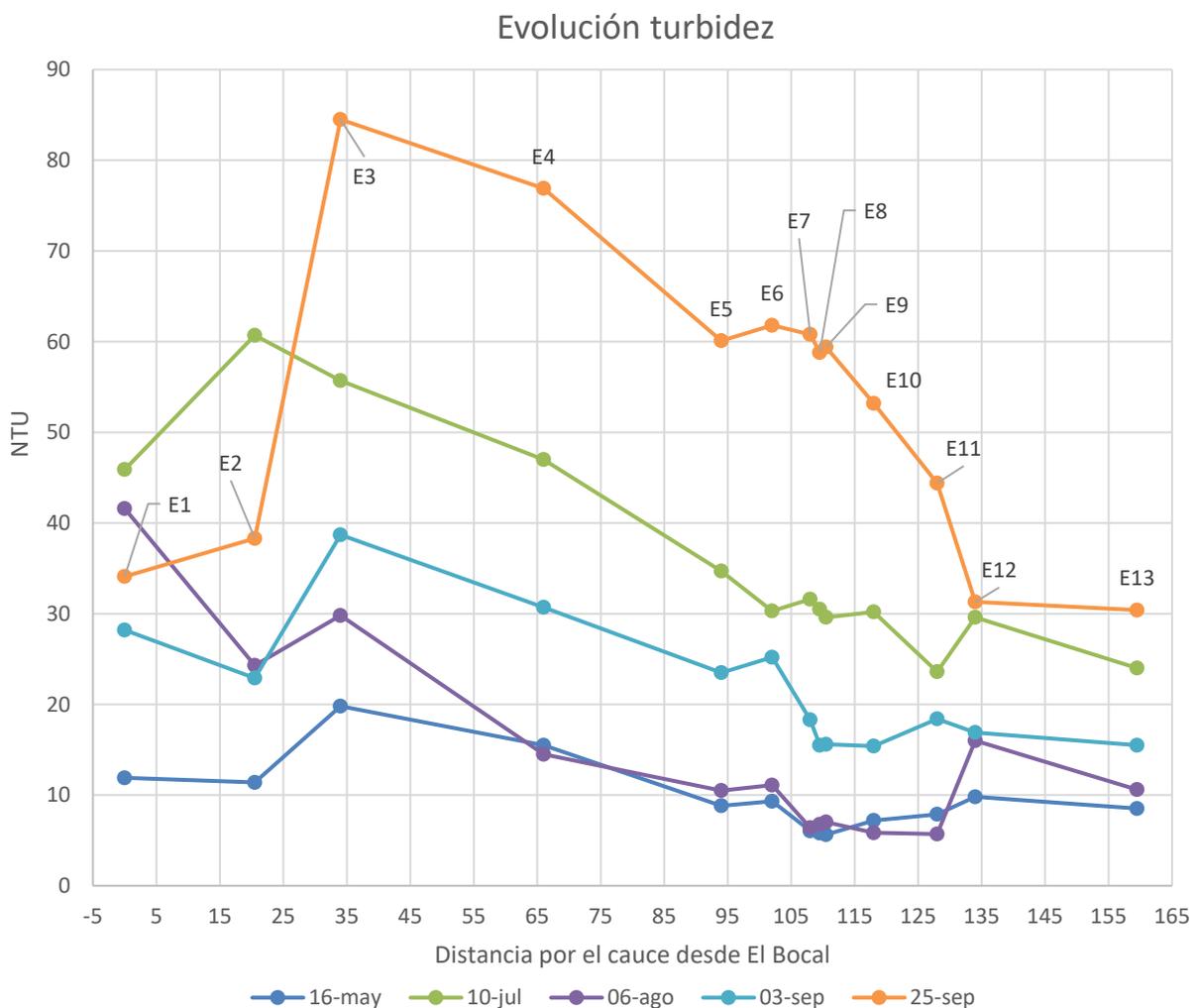


Figura 45: Evolución espacial y estacional de la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio.

En la Figura 46 se ha coloreado cada perfil en función de la temperatura media de las muestras, con el fin de analizar los posibles vínculos de la evolución estacional de la turbidez con dicha temperatura.

Evolución turbidez según la temperatura

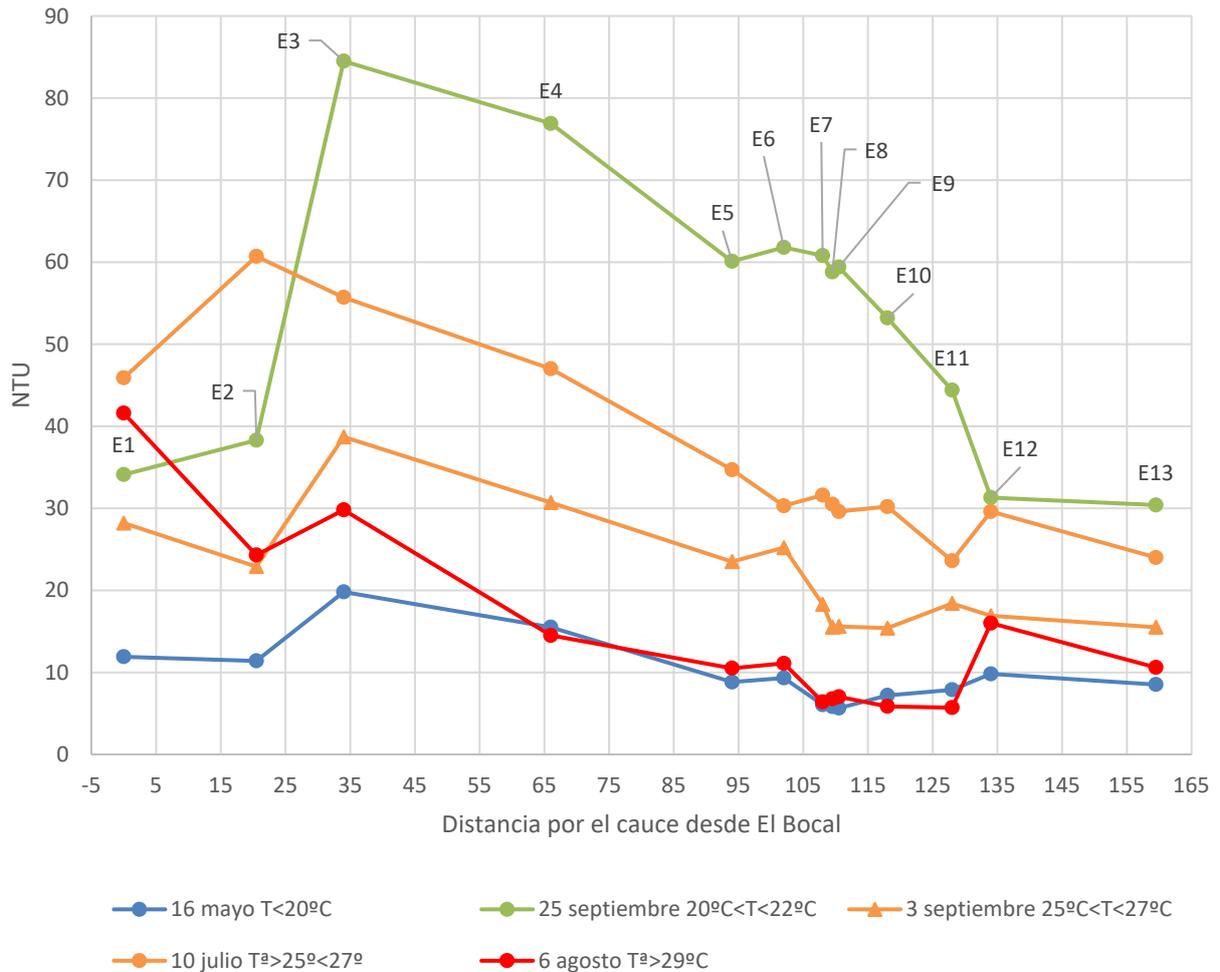


Figura 46: Evolución espacial y estacional de la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio en función de la temperatura media del agua.

En la Figura 47 se ha coloreado cada perfil en función del caudal circulante en el inicio de la zona de estudio (estación de aforos A284 – Ebro en Tudela), con el fin de analizar los posibles vínculos de la evolución estacional de la turbidez con dicho caudal.

Evolución turbidez según el caudal circulante

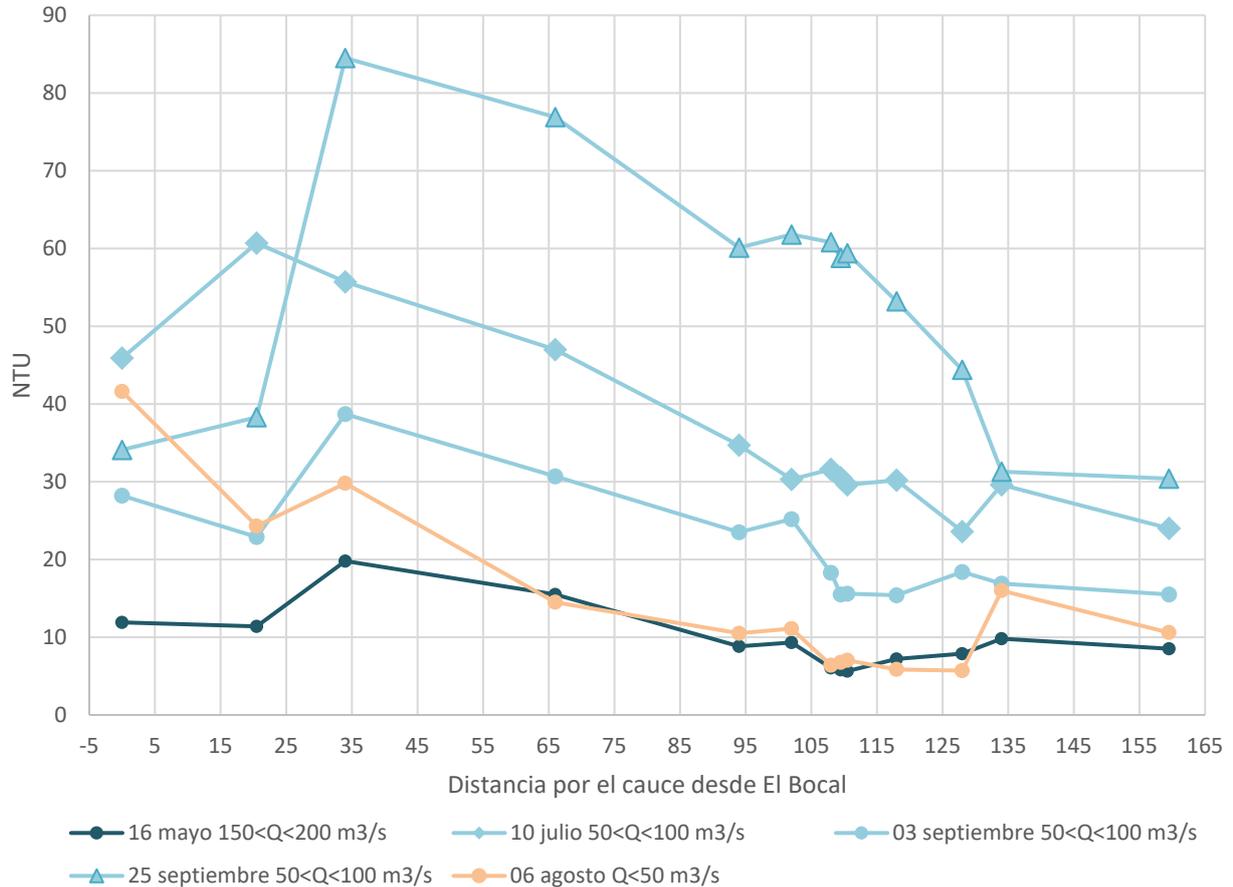


Figura 47: Evolución espacial y estacional de la turbidez en el río Ebro a lo largo de la zona de estudio en función del caudal al principio de la misma.

Nuestros resultados muestran una clara tendencia (mantenida estacionalmente salvo en el perfil de julio) de la turbidez a crecer desde E2 – Ebro en Novillas hasta E3 Ebro en Gallur. Este incremento de la turbidez está relacionado aparentemente con los aportes de SES procedentes del río Arba, que cerca de su desembocadura (A1 – Arba en Tauste) presenta en todas las campañas de muestreo realizadas unas concentraciones significativamente mayores que las del río Ebro en su confluencia (Figura 48).

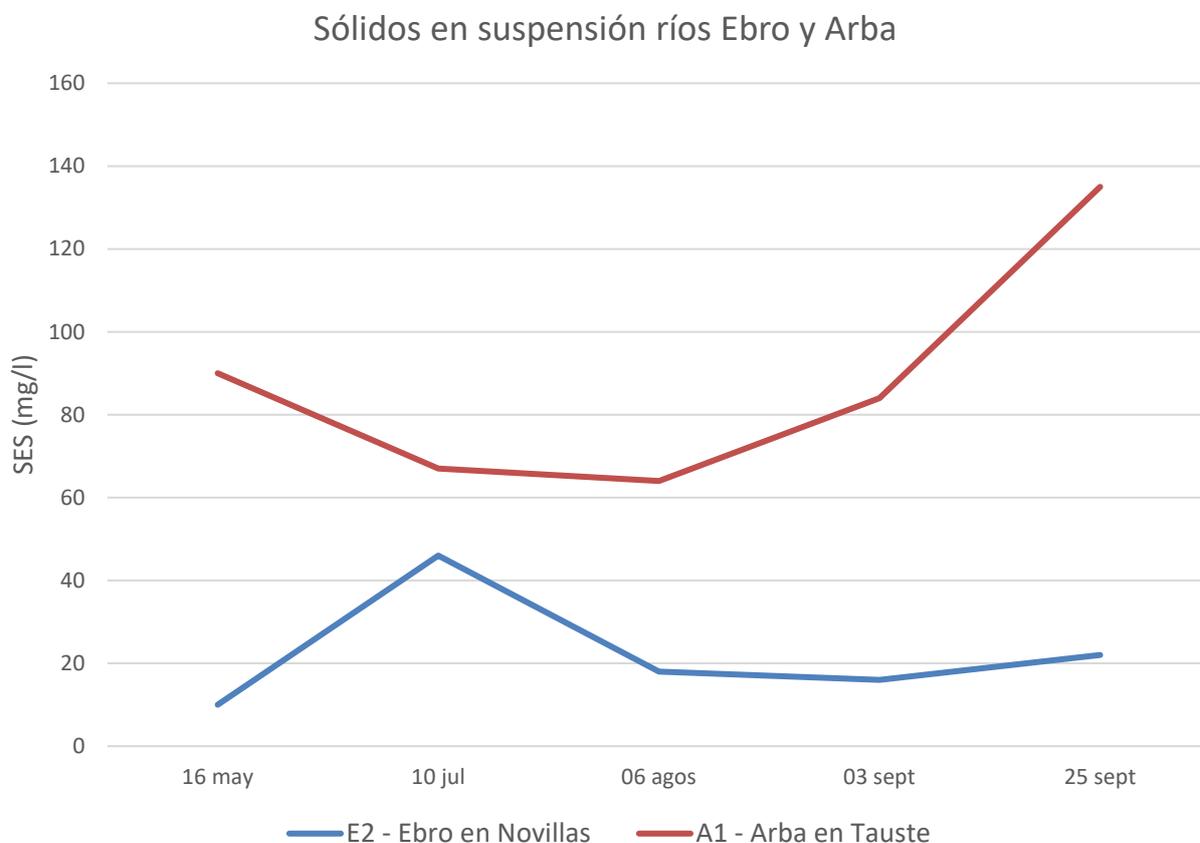


Figura 48: Concentración de sólidos en suspensión en E2 - Ebro en Novillas y A1 - Arba en Tauste entre mayo y septiembre de 2018.

Desde E3 – Ebro en Gallur hasta E6 - Ebro en Juslibol se produce un descenso significativo y gradual de la turbidez en todas las campañas de muestreo fisicoquímico realizadas, siendo esta la tendencia más sólida y representativa de la evolución de este parámetro a lo largo de nuestra zona de estudio.

En el tramo urbano y periurbano de Zaragoza, desde E6 - Ebro en Juslibol hasta E12 – Ebro en Presa Pina, no se observa una evolución clara de la turbidez (salvo en el caso del descenso en la campaña de muestreo del 25 de septiembre), y en general sus valores tienden a estabilizarse.

En el tramo final de la zona de estudio, desde E12 – Ebro en Presa Pina hasta E13 – Ebro en Pina de Ebro la turbidez mantiene una tendencia a decrecer en todas las campañas de muestreos, pero de una forma menos acusada que entre E3 – Ebro en Gallur y E6 – Ebro en Juslibol.

No existe una influencia clara de la temperatura y del caudal inicial en las variaciones observadas. De hecho, los valores absolutos y las tendencias de la turbidez son muy similares para los dos perfiles resultantes de las campañas de muestreo más distintas en cuanto a caudal y en cuanto a temperatura, que han resultado ser la del 16 de mayo (de máximo caudal y mínima temperatura) y la del 6 de agosto (de mínimo caudal y máxima temperatura).

La tendencia decreciente de la turbidez en el tramo aguas arriba de Zaragoza se constata también en los resultados de las mediciones de transparencia, realizadas con disco de Secchi semanalmente en el entorno del embarcadero de ebroNAUTAS en Cabañas de Ebro (cercano a E4 – Ebro en Alagón) y en el Azud de Vadorrey (cercano a E9 – Ebro en Puente Giménez Abad) tal y como se ha justificado en el apartado 5.2.2.

La Figura 49 muestra cómo la transparencia ha sido siempre mayor en el punto aguas abajo, salvo en el caso de las medidas del 4 y el 11 de junio realizadas durante un evento de crecida con arrastres sedimentarios importantes (ver sección 5.2.3).

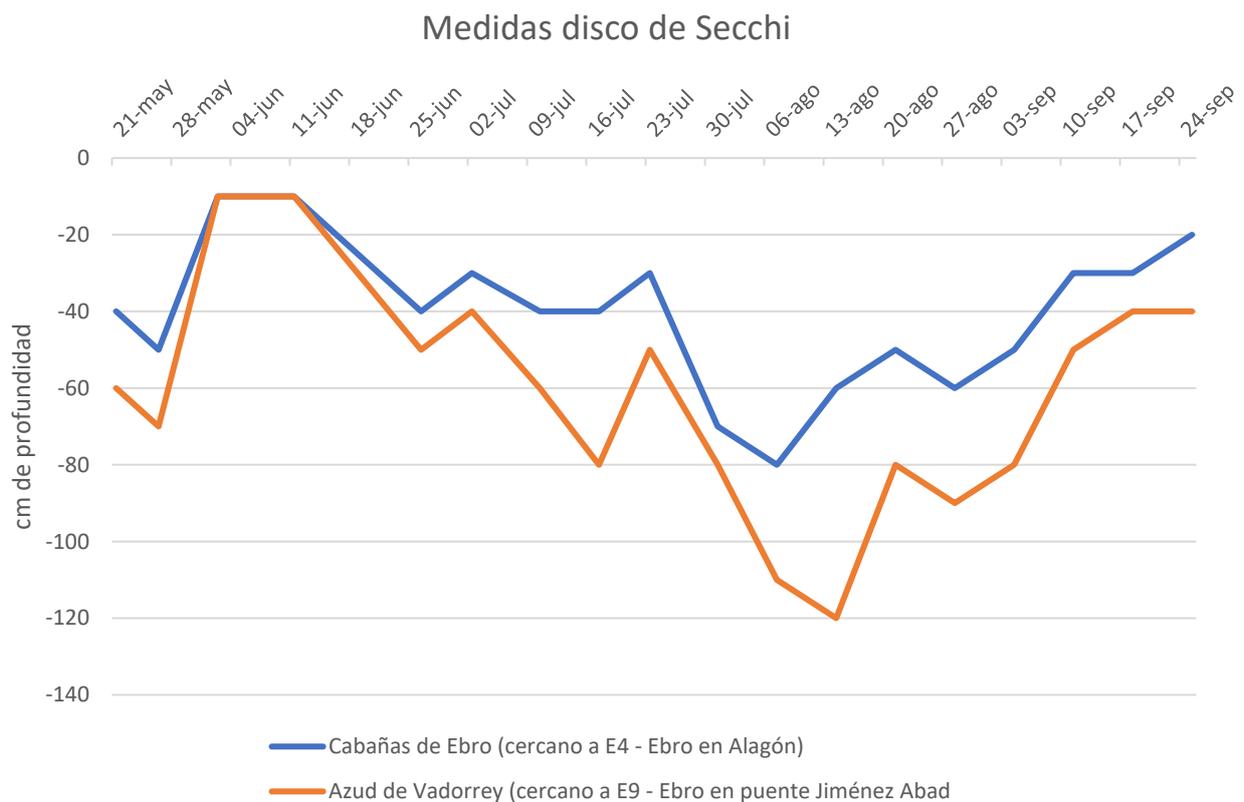


Figura 49: Resultados de las medidas semanales de transparencia, realizadas utilizando disco de Secchi en Cabañas (asimilable a E4 – Ebro en Alagón) y Vadorrey (asimilable a E9 – Ebro en Puente Giménez Abad).

La máxima diferencia observada, que alcanzó los 60 cm, se produjo el 13 de agosto coincidiendo con el máximo de transparencia en el Azud de Vadorrey (Zaragoza), que permitió visualizar el disco de Secchi hasta 1,20 metros por debajo de la superficie del agua.

En general, una mayor transparencia en Cabañas se acompañó de un mayor aumento de la transparencia entre ambos puntos. Esto parece indicar que el proceso que genera el aumento de la transparencia entre los puntos de Cabañas y Zaragoza afecta también al tramo del Ebro aguas arriba de Cabañas: Cuando este proceso se está produciendo con mayor intensidad, la transparencia inicial del tramo estudiado también es más elevada.

Las medidas de disco de Secchi mayores que 1 metro coincidieron con el desarrollo de una cobertura densa de macrófitos en los puntos de muestreo del entorno de Zaragoza (Figura 50, Figura 51, Figura 52). Dichas medidas coinciden con valores de turbidez en torno a 10 NTU y de sólidos en suspensión en torno a 10 mg/l, dentro de los rangos establecidos en la bibliografía para el desarrollo de la vegetación acuática ([Havens, 2003](#)).



Figura 50: Desarrollo de vegetación sumergida el 23 de julio de 2018 en el punto de muestreo E6 – Ebro en Juslibol.



Figura 51: Desarrollo de vegetación sumergida el 6 de agosto de 2018 en el punto de muestreo E6 – Ebro en Juslibol.



Figura 52: Desarrollo de vegetación sumergida el 27 de agosto de 2018 en el punto de muestreo E6 – Ebro en Juslibol.

La información recopilada en este estudio ha permitido establecer una primera curva de correlación entre las medidas de transparencia, realizadas con Disco de Secchi, y las de turbidez en NTU. Esta correlación está representada en la Figura 53.

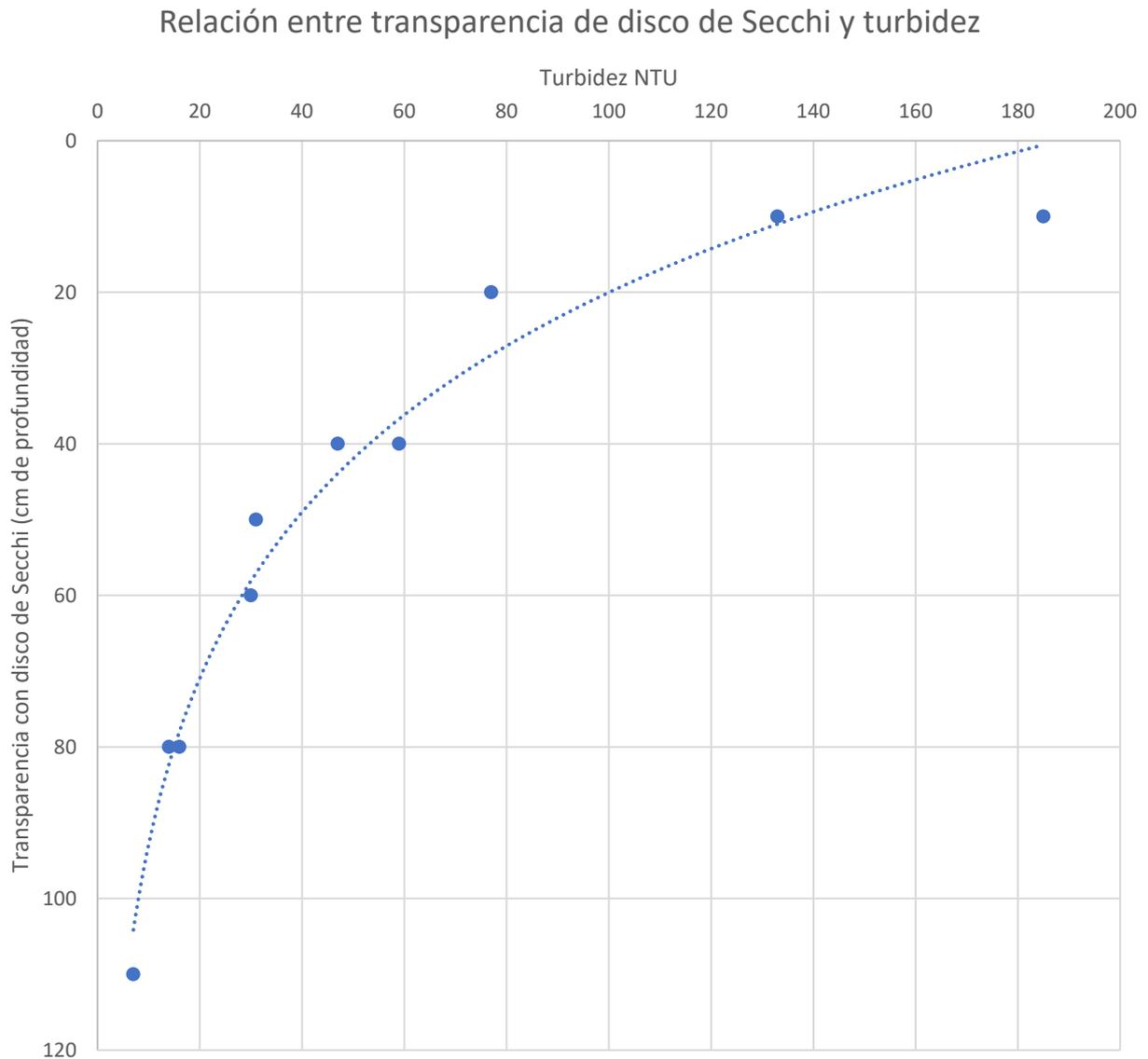


Figura 53: Gráfica de correlación entre la transparencia y la turbidez en el río Ebro en la zona de estudio. Se han utilizado los datos del punto de muestreo de Cabañas de Ebro y de Zaragoza indistintamente, pero siempre y cuando entre la medida de disco de Secchi y la toma de la muestra para la medida de la turbidez no hubieran transcurrido más de 48h.

5.3.3. Evolución espacial y estacional de *Escherichia coli* y *Enterococos* totales

La evolución a lo largo del tramo estudiado del río Ebro de *Enterococos* totales y *Escherichia coli* para las distintas campañas de muestreo está representada en las Figura 54 y Figura 55.

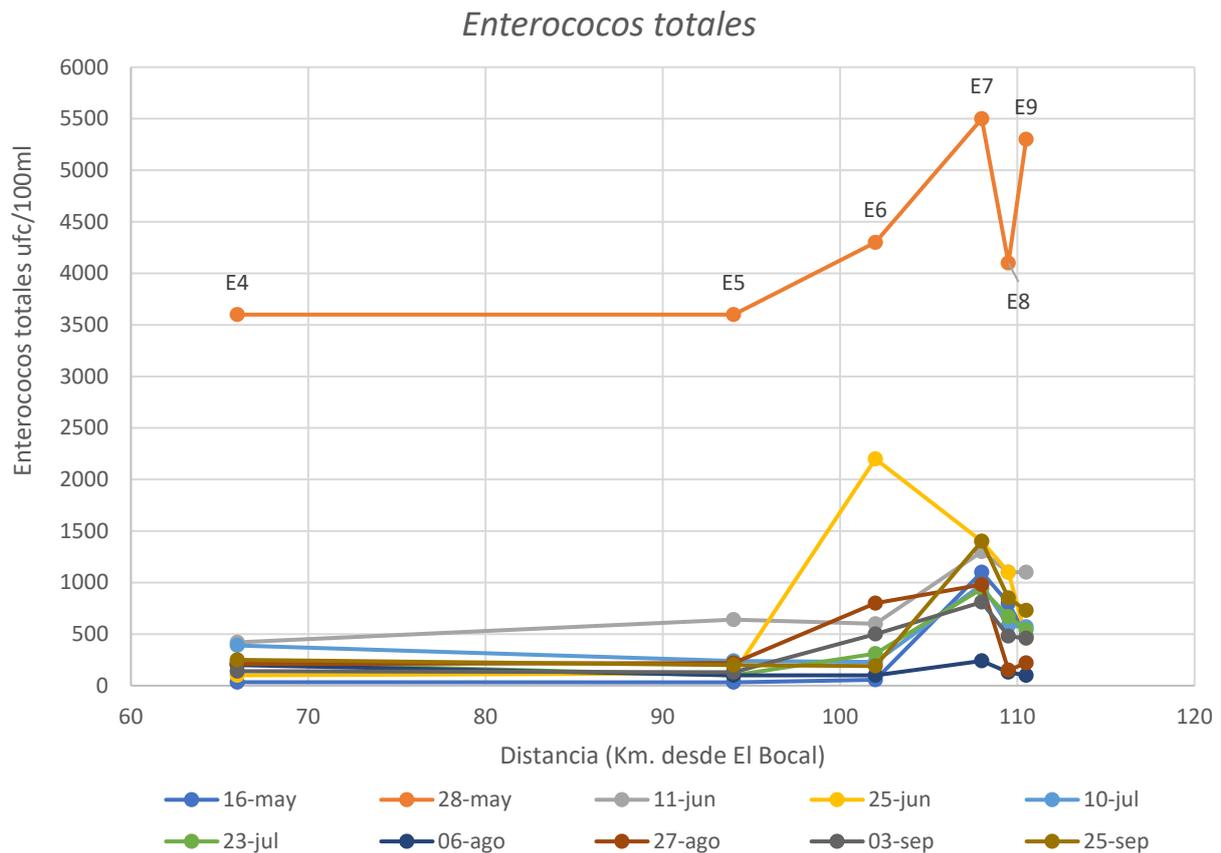


Figura 54: Evolución del parámetro *Enterococos* totales a lo largo de la zona de estudio en cada una de las campañas de muestreo entre mayo y septiembre de 2018.

Escherichia coli

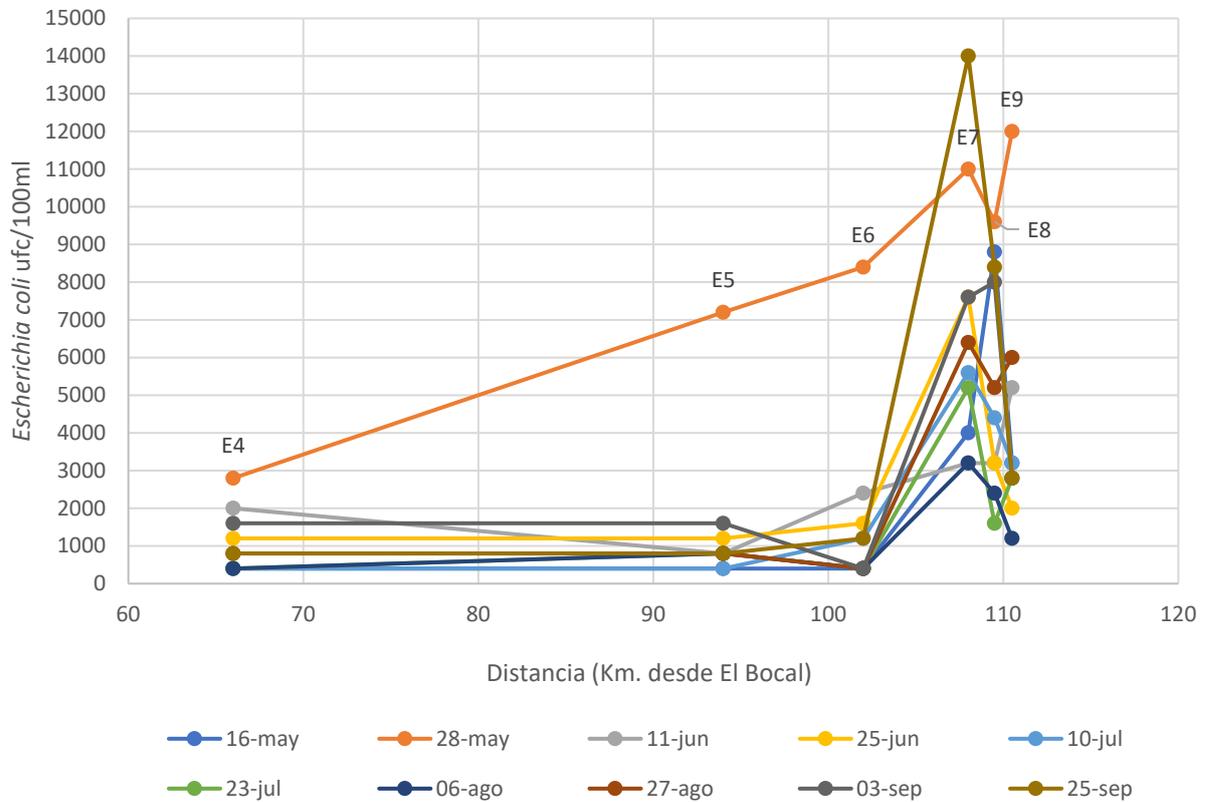


Figura 55: Evolución del parámetro *Escherichia coli* a lo largo de la zona de estudio en cada una de las campañas de muestreo entre mayo y septiembre de 2018.

El detalle de la variación estacional de estos mismos parámetros para dos puntos de muestreo representativos, uno aguas arriba (E5 – Ebro en Monzalbarba) y otro aguas abajo (E9 – Ebro en Puente Giménez Abad) de los vertidos asociados al tramo urbano de Zaragoza (EDAR la Almozara y múltiples aliviaderos de pluviales) puede observarse en la Figura 56 y en la Figura 57.

En estas gráficas se han representado los valores de referencia presentes en el RD1341/2007 para la consideración de una calidad de agua de baño “suficiente”, que se corresponden con 330 UFC/100 ml de *Enterococos totales* y con 900 UFC/100 ml de *Escherichia coli*. Para este último parámetro también se ha representado el valor de 1200 UFC/100 ml como límite de cuantificación (ver apartado 5.2.1).

Evolución temporal de *Enterococos totales* aguas arriba y aguas abajo de Zaragoza

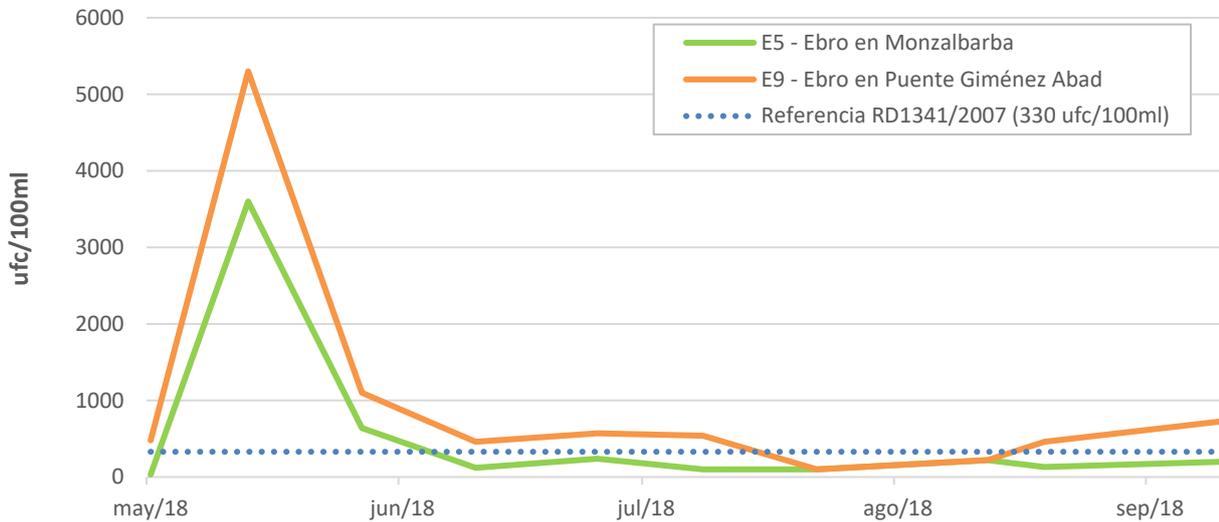


Figura 56: Evolución estacional del parámetro *Enterococos totales* en dos puntos de muestreo, uno aguas arriba (E5 – Ebro en Monzalbarba) y otro aguas abajo (E9 – Ebro en Puente Giménez Abad) del tramo urbano del Ebro en Zaragoza.

Evolución temporal de *Escherichia coli* aguas arriba y aguas abajo de Zaragoza

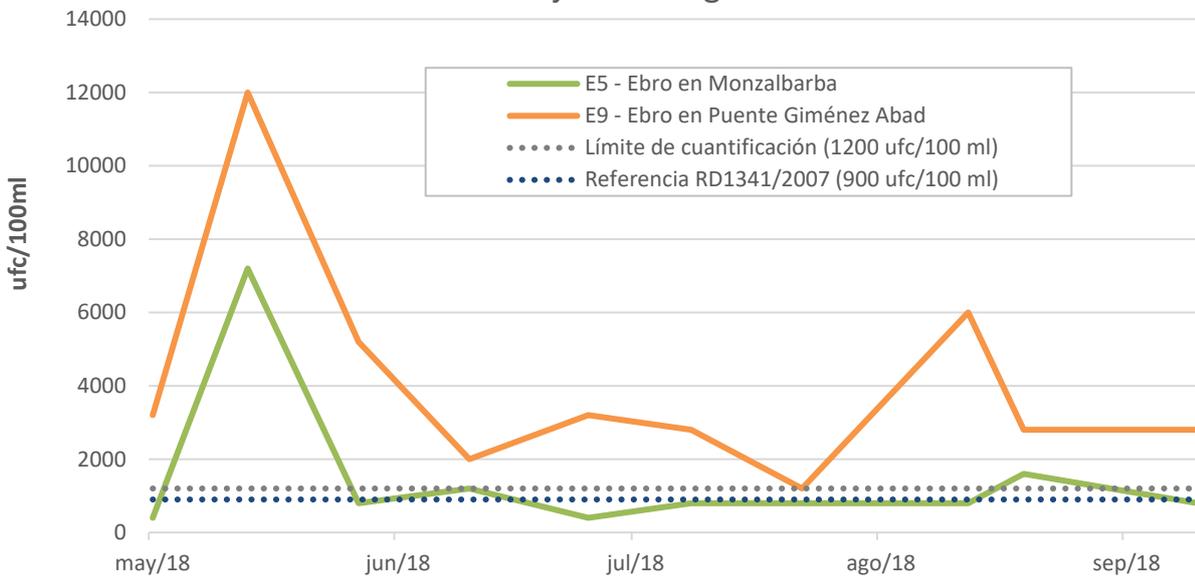


Figura 57: Evolución estacional del parámetro *Escherichia coli* en dos puntos de muestreo, uno aguas arriba (E5 – Ebro en Monzalbarba) y otro aguas abajo (E9 – Ebro en Puente Giménez Abad) del tramo urbano del Ebro en Zaragoza. Los valores por debajo de 1200 ufc/100 ml deben entenderse como “organismo presente en el volumen de agua analizado”, por debajo del límite de cuantificación.

5.4. ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LOS RESULTADOS

5.4.1. Análisis cuantitativo de las aportaciones de sólidos en suspensión del río Arba al río Ebro

Utilizando los resultados de nuestras campañas de muestreo y los datos de las estaciones SAIH A284 Ebro en Tudela, E287 Canal Imperial en El Bocal, A011 Ebro en Zaragoza hemos podido realizar un análisis cuantitativo que corrobora el papel de las aportaciones del río Arba en el incremento de la turbidez (y de los sólidos en suspensión) observado entre el punto de muestreo E2 – Ebro en Novillas y ·E3 – Ebro en Gallur (Figura 47), distantes tan solo a 13,5 km por el cauce del río.

En la Figura 58 puede observarse cómo la suma del caudal sólido estimado para el Ebro en Novillas más la correspondiente al Arba en Tauste es coherente con la estimada para el Ebro en Gallur. Todas estas estimaciones se han realizado mediante el producto entre la concentración de sólidos en suspensión determinada en nuestros muestreos y el caudal estimado en cada punto por las estaciones SAIH en el momento de muestreo, de acuerdo a los datos disponibles en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

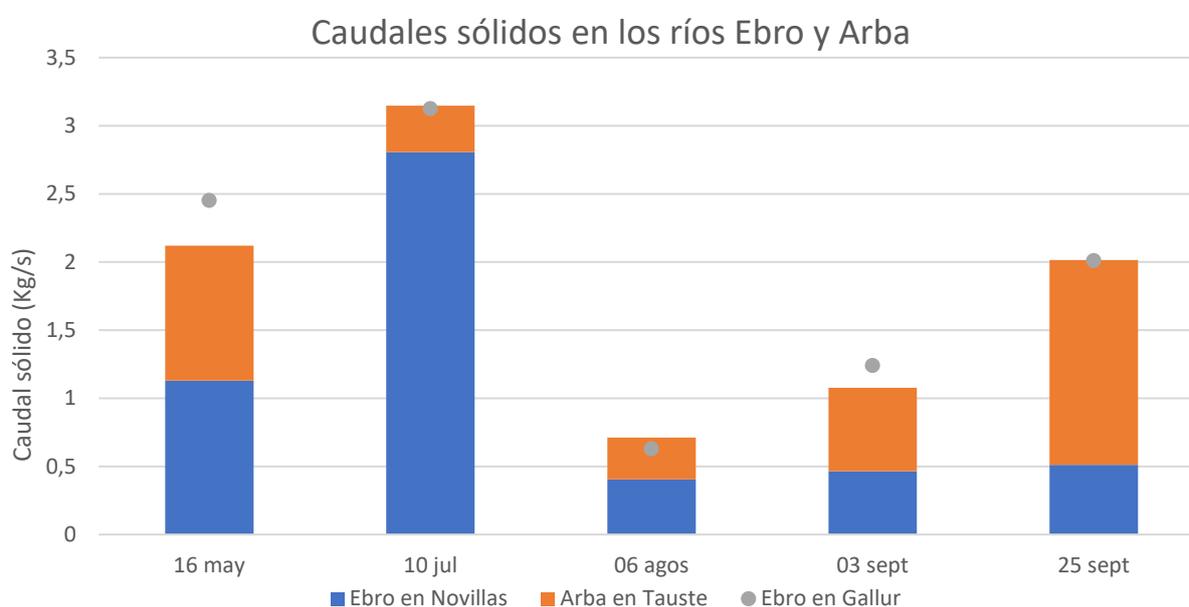


Figura 58: Caudales sólidos estimados en el río Arba en su desembocadura, y en el río Ebro aguas arriba (Novillas) y aguas abajo (Gallur) de dicho punto en las distintas campañas de muestreo de mayo a septiembre de 2018. Cálculos disponibles en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

5.4.2. Estimación de tasas de filtrado y densidad de *Corbicula spp.* basada en nuestros resultados analíticos

Utilizando los datos de caudal de las estaciones SAIH A284 Ebro en Tudela, E287 Canal Imperial en El Bocal, A311 Ebro en Zaragoza, A260 Arba en Tauste, junto con los datos de concentraciones de sólidos en suspensión en los puntos E3 – Ebro en Gallur y E6 - Ebro en Juslibol, es posible estimar los caudales de sólidos en suspensión en dichos puntos para cada uno de los muestreos físico-químicos realizados de mayo a septiembre de 2018.

Asumiendo que la diferencia entre dichos caudales sólidos (también denominados “cargas sólidas”) es debida exclusivamente a la acción filtradora de *Corbicula spp.*, utilizando una referencia de su capacidad de filtrado en campo ([Leff et al. 1990](#)), considerando una anchura media del cauce del Ebro colonizado por la misma de 50 metros, y utilizando un valor promedio entre los valores de E3 – Ebro en Gallur y E6 - Ebro en Juslibol como valor medio de concentración de sólidos en suspensión en el tramo analizado hemos calculado la correspondiente densidad de almejas por metro cuadrado (Figura 59).

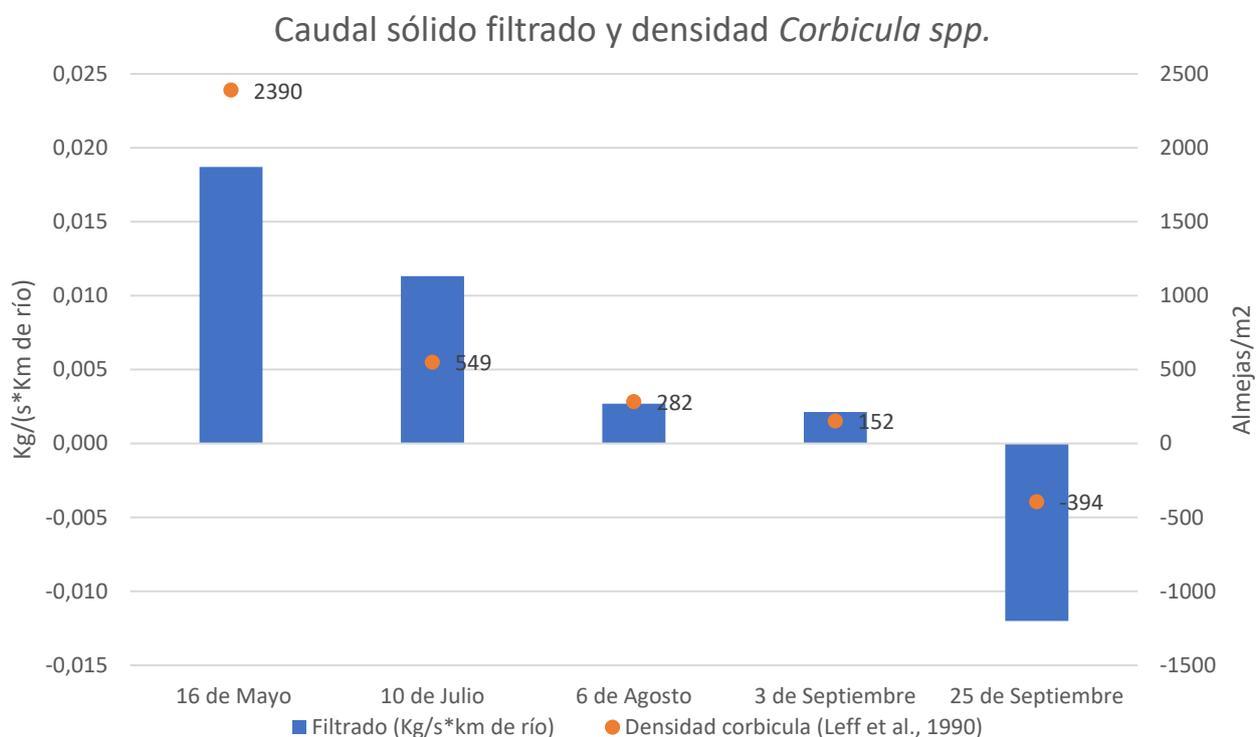


Figura 59: Caudal sólido filtrado entre Gallur y Juslibol y densidad de *Corbicula spp.* inferida en ese tramo del río Ebro utilizando medidas de los distintos perfiles de muestreo y datos SAIH.

Estas estimaciones no pretenden conocer con exactitud la densidad de *Corbicula spp.* presente en el tramo del río Ebro entre Gallur y Juslibol, dentro de nuestra zona de estudio, sino tan solo obtener un orden de magnitud de las densidades de almejas necesarias para fundamentar la hipótesis planteada en el apartado 4.4. Los datos y cálculos realizados para obtener esta estimación pueden ser consultados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

5.4.3. Estimación de tasas de filtrado y densidad de *Corbicula spp.* basadas en datos de la red de alerta de la calidad de aguas

Dada la excelente correlación entre la concentración de sólidos en suspensión y las medidas de turbidez observada en las campañas de muestreo realizadas (Figura 60), pueden contrastarse los cálculos realizados en el apartado anterior con una metodología basada en los datos de turbidez medidos en continuo en las estaciones pertenecientes a la red de alerta de la calidad de las aguas SAICA 902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal) y SAICA 909 – Ebro en Zaragoza – La Almozara.

Relación entre sólidos en suspensión (SES) y turbidez en los ríos Ebro y Arba

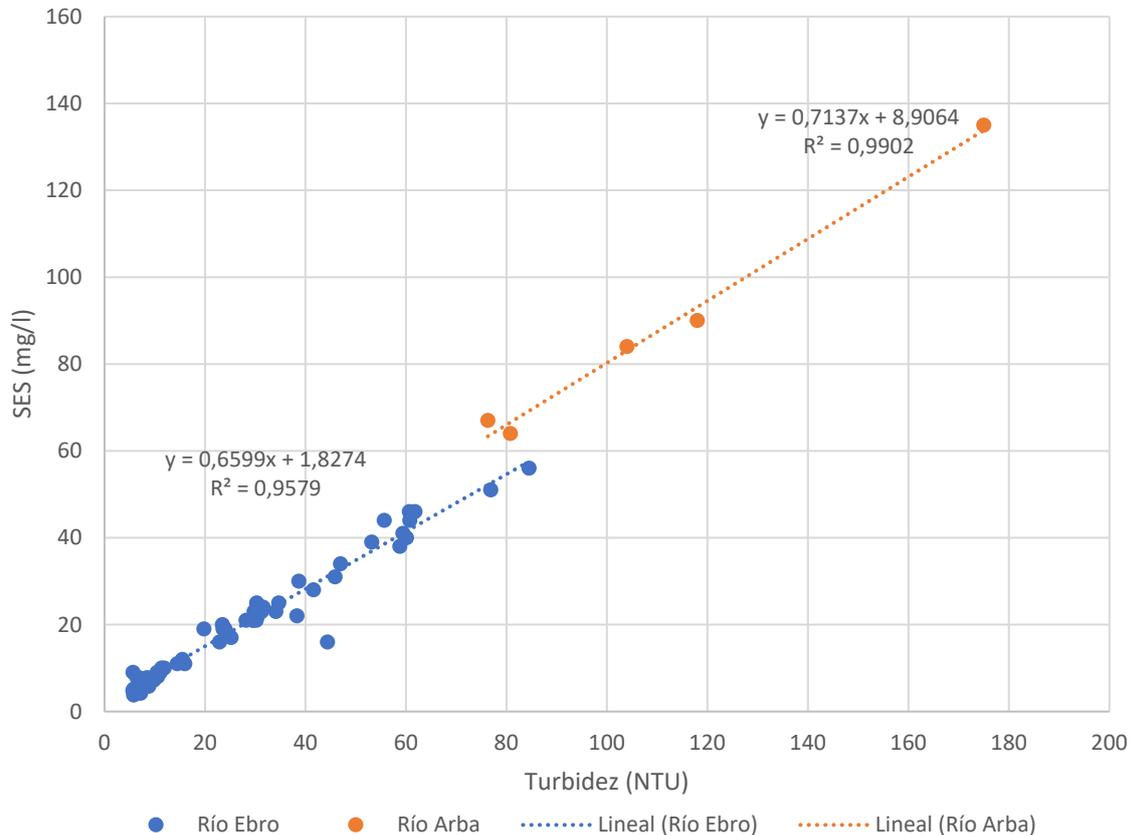


Figura 60: Relación entre sólidos en suspensión y turbidez para las muestras correspondientes a los puntos de muestreo E1, E2, E3, E4, E5, E6 (río Ebro) y A1 (río Arba) en los muestreos físico-químicos de mayo, julio, agosto y septiembre.

Ello nos ha permitido seleccionar los periodos de mayor estabilidad cercanos a las fechas de nuestros muestreos, promediando medidas continuas de caudal (estaciones SAIH A284 Ebro en Tudela, E287 Canal Imperial en El Bocal, A311 Ebro en Zaragoza) y turbidez (SAICA 902 – Ebro en Pignatelli (El Bocal) y SAICA 909 – Ebro en Zaragoza – La Almozara) traducidas en concentración de sólidos en suspensión según la Figura 60 durante más de 24h para el cálculo de los caudales sólidos en el río Ebro en El Bocal y en La Almozara. Hemos utilizado los datos de sólidos en suspensión en A1 - Arba en Tauste de la campaña de muestreo más cercana temporalmente y la estación SAIH A260 Arba en Tauste para estimar el caudal sólido aportando por el río Arba en su desembocadura en ese mismo periodo.

Asumiendo que la diferencia entre dichos caudales sólidos es debida exclusivamente a la acción filtradora de *Corbicula spp.*, utilizando una referencia de su capacidad de filtrado en campo (Leff et al. 1990), y considerando una anchura media del cauce del Ebro colonizado por la misma de 50 metros, hemos calculado la correspondiente densidad de almejas por metro cuadrado (Figura 61). Los datos y cálculos realizados para obtener esta estimación pueden ser consultados en <http://bit.ly/EstudioturbidezEbromedio>.

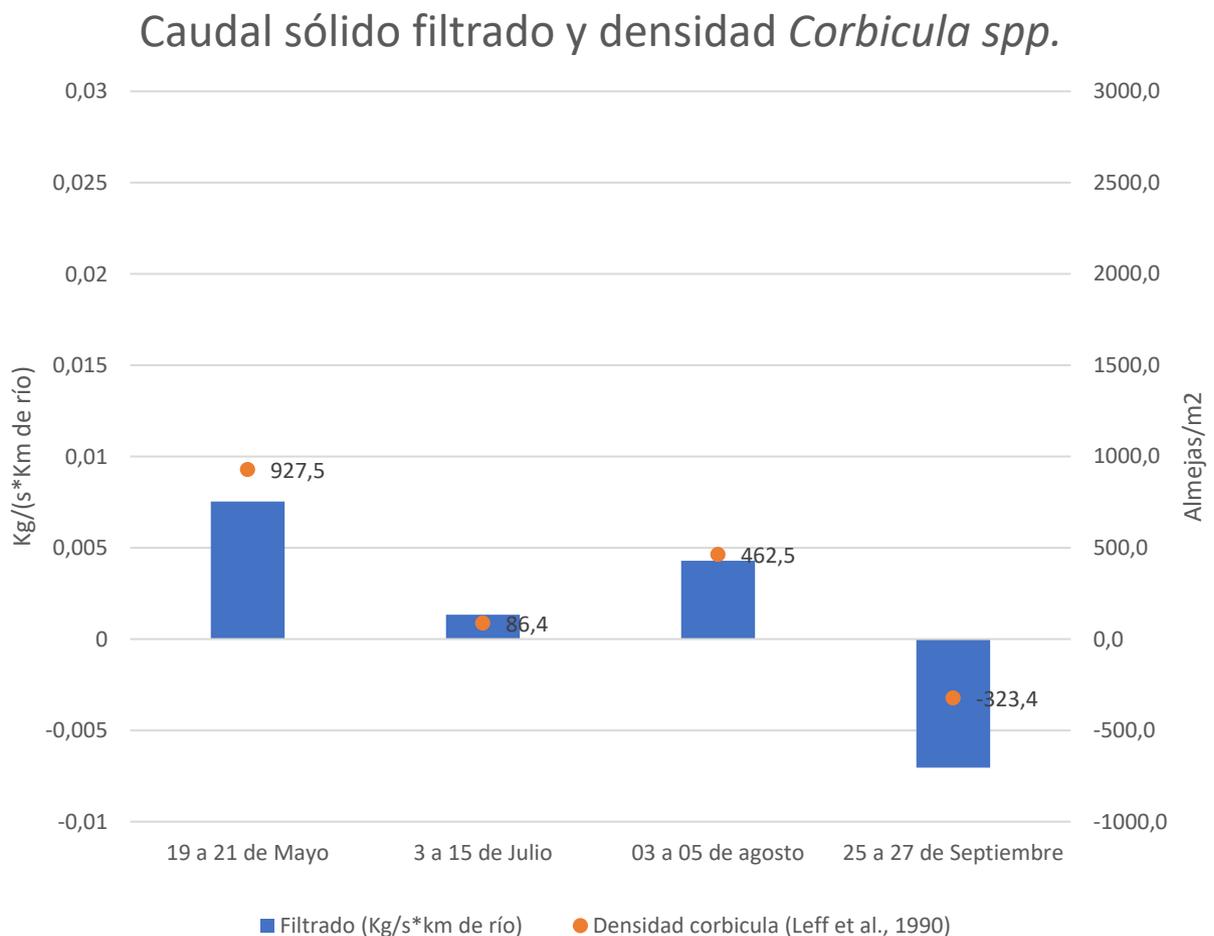


Figura 61: Caudal sólido filtrado entre El Bocal y Juslibol y densidad de *Corbicula spp.* inferida en ese tramo del río Ebro utilizando medidas de los perfiles de muestreo, la red de alerta de la calidad de aguas y datos SAIH.

6. INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

El análisis de las relaciones entre los parámetros analizados en los perfiles físico-químicos permite la caracterización de la turbidez. Su poca dependencia respecto a la concentración de clorofila parece indicar que en nuestra zona de estudio la productividad del fitoplancton es un factor secundario en la evolución de la turbidez y por ende de los sólidos en suspensión (SES) en el río Ebro (sección 5.3.1, Figura 42).

El análisis de la información anexada en los informes de “Seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro” (CHE, 2015; CHE, 2016; Tabla 7) permite corroborar que la independencia entre las variables de clorofila y SES no está restringida, en nuestra zona de estudio, a nuestras campañas de muestreo. En la Figura 62 se muestra la falta de una correlación lineal significativa ($R^2=0,06$) entre dichos parámetros para las muestras entre Gallur y Zaragoza de las campañas de 2016. Esto era ya aparente en la Figura 8 y la Figura 9 de la sección 4.1.1, incluidas en las memorias de los citados informes.

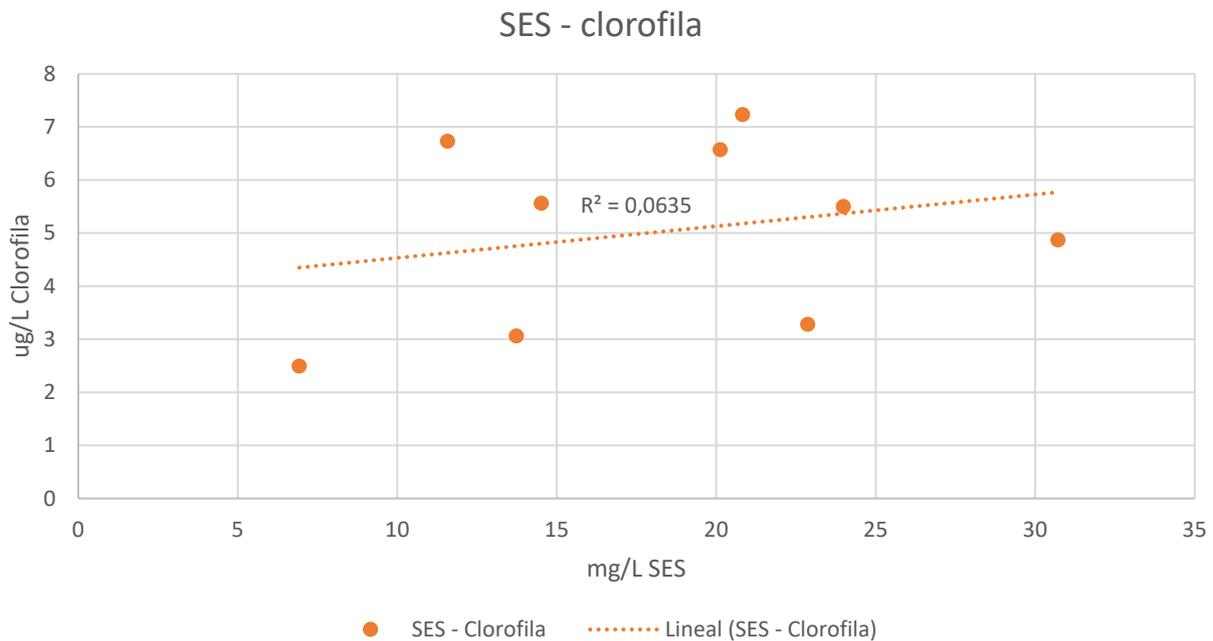


Figura 62: Relaciones entre sólidos en suspensión (SES) y concentración de clorofila planctónica en las muestras del río Ebro entre Gallur y Zaragoza en junio, julio y septiembre de 2016 para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).

Tabla 7: Datos analíticos de sólidos en suspensión (SES), concentración de clorofila planctónica y materia orgánica (calculada como sólidos en suspensión - materia volátil a 450°C) en las muestras del río Ebro entre Gallur y Escatrón para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).

Campaña y localidad de muestreo	SES (mg/L)	Materia orgánica (mg/L)	clorofila planctónica (mg/L)
<i>abr-16</i>			
Gallur	44,73	4,47	7,05
Torres de Berrellén	35,94	3,33	4,08
Zaragoza	29,78	3,5	4
Quinto	25,71	3,05	3,87
Escatrón	34,16	4,01	4,83
<i>jun-16</i>			
Gallur	30,72	4,06	4,87
Torres de Berrellén	22,87	3,06	3,28
Zaragoza	23,99	4,27	5,5
Quinto	14,38	3,65	9,24
Escatrón	37,23	5,33	12,4
<i>jul-16</i>			
Gallur	14,52	2,97	5,56
Torres de Berrellén	13,74	2,04	3,06
Zaragoza	6,93	1,78	2,49
Quinto	8,08	2,2	3,98
Escatrón	13,15	2,7	6,01
<i>sep-16</i>			
Gallur	20,83	2,92	7,23
Torres de Berrellén	20,13	2,83	6,57
Zaragoza	11,58	2,92	6,73
Quinto	6,75	2,75	6,89
Escatrón	15,76	4,57	38,29
% materia orgánica en SES:		14,89	

Dentro de los informes de seguimiento de la biomasa algal planctónica se encuentran determinaciones de la “materia orgánica” dentro de los sólidos en suspensión, mediante su equiparación a los “sólidos no volátiles” calculados mediante la combustión de los sólidos en suspensión a 450°C durante 4h.

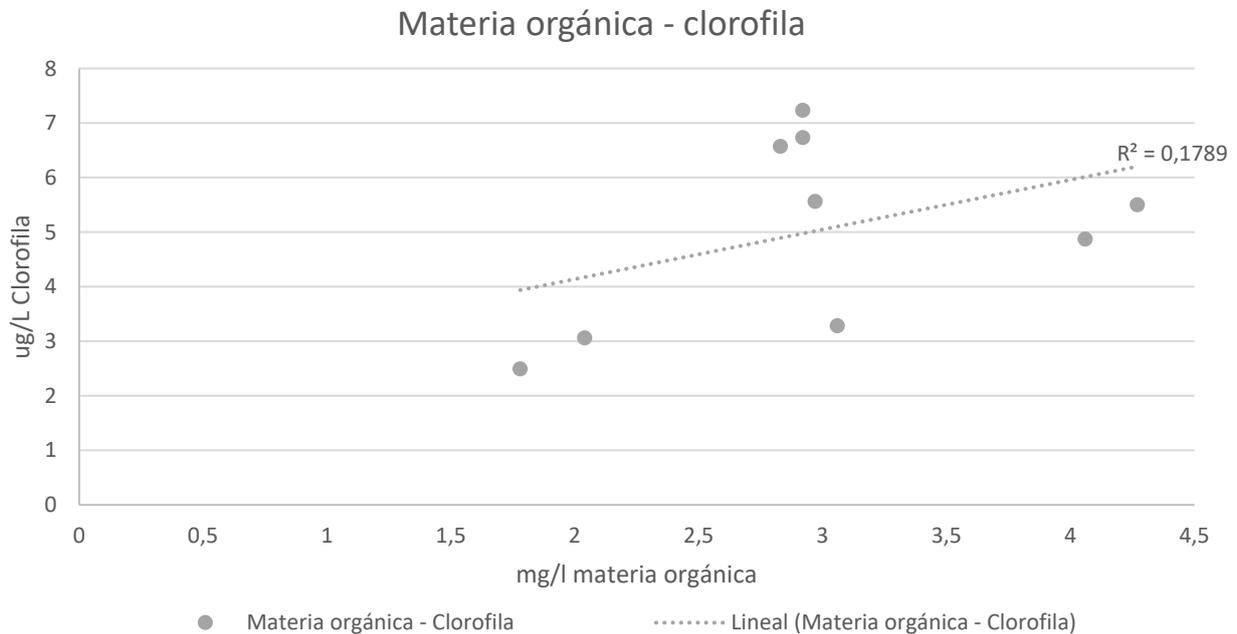


Figura 63: Relaciones entre concentración de clorofila planctónica y materia orgánica en las muestras del río Ebro entre Gallur y Zaragoza en junio, julio y septiembre de 2016 para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).

En la Figura 63 se constata que el parámetro “materia orgánica” también es independiente, en nuestra zona de estudio, de los valores de clorofila total ($R^2=0,18$). La ausencia de correlación entre estos dos parámetros parece indicar que la “materia orgánica” presente en el agua no tiene su origen principal en la productividad fitoplanctónica.

La mayor relación mostrada entre los sólidos en suspensión y el contenido de materia orgánica ($R^2=0,69$ en la Figura 64) puede indicar que la parte inorgánica y orgánica de los sólidos en suspensión tengan un origen común, como ocurriría en el caso de la erosión de un suelo. En cualquier caso, la “materia orgánica volátil” supone de media tan solo el 15% del total de los sólidos en suspensión en todas las muestras recogidas aguas arriba del embalse de Mequinenza para el informe de seguimiento de la biomasa algal planctónica de 2016 (Tabla 7).

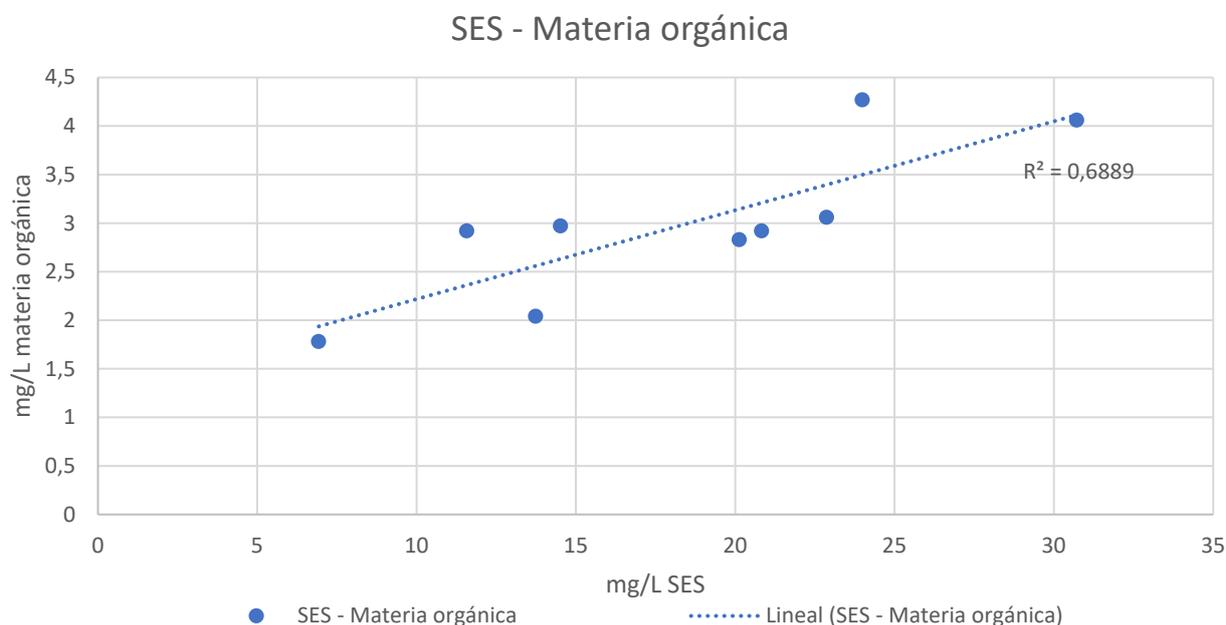


Figura 64: Relaciones entre sólidos en suspensión (SES) y materia orgánica en las muestras del río Ebro entre Gallur y Zaragoza en junio, julio y septiembre de 2016 para el seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro en 2016. Elaboración propia a partir de la información anexada en CHE (2016).

El carácter fundamentalmente inorgánico de los sólidos en suspensión y por ende de la turbidez en las muestras del río Ebro en nuestra zona de estudio (determinado analíticamente en el caso de las muestras de los informes de seguimiento de la biomasa algal planctónica, e inferido de su independencia del valor de la clorofila en el presente estudio), junto con el incremento que sobre dicho parámetro produce la desembocadura del río Arba (drenaje de unas 80.000 ha. de los regadíos de Bardenas), parecen indicar que la turbidez estival en nuestra zona de estudio tiene su origen principal en la agricultura de regadío. Las excepciones están ligadas a importantes arrastres sedimentarios provocados por eventos de pluviosidad intensa, como el que se produjo a principios de junio de 2018 y que se ha descrito en la sección 5.2.3.

El análisis cuantitativo de los aportes de sólidos en suspensión del río Arba al río Ebro corrobora la importancia de la exportación de materiales desde los riegos de Bardenas, en la carga sólida y turbidez del río Ebro en nuestra zona de estudio (Figura 58). Estos aportes son notorios también en las fotografías aéreas de la desembocadura del río Arba, que muestran cómo estos generan una gran pluma de turbidez en el río Ebro en todas las fotos aéreas del S. XXI disponibles en la aplicación Google Earth (Figura 65).



Figura 65: Pluma creada por los aportes de sólidos en suspensión del río Arba en su desembocadura en el río Ebro junto a la localidad de Gallur. De izquierda a derecha, junio 2013, junio 2014, abril 2017 y junio 2018 (elaboración propia a partir de imágenes aéreas disponibles en Google Earth).

Esta hipótesis sobre el origen de la turbidez estival en el tramo estudiado del Ebro está sustentada también por los estudios que han demostrado que el regadío conlleva una importante erosión de los suelos agrícolas durante las campañas de riego. De especial relevancia para nuestro estudio son los realizados en los regadíos que son drenados por el río Arba ([Lasanta et al., 2001](#)) y los realizados en los regadíos tradicionales del aluvial del valle del Ebro (revisión en [Lasanta, 2003](#)).

Así mismo la hipótesis planteada es compatible con el paulatino aumento de turbidez medido a lo largo del río Ebro en nuestra zona de estudio por [Torrecilla et al. \(2005\)](#) en su perfil de muestreo de septiembre de 2002 (Figura 5), en ausencia de la actividad filtradora de *Corbicula spp.* En lugar de ser producido por la productividad del fitoplancton tal y como se apuntaba en dicho trabajo, el incremento de turbidez en dicho perfil se explicaría por los aportes de turbidez sedimentaria proveniente de los regadíos de Bardenas en la desembocadura del Arba, y de los



regadíos del Canal de Tauste y del Canal Imperial de Aragón a lo largo de todo el tramo estudiado.

Por otro lado, la información recopilada permite comprobar que el fenómeno de reducción de la turbidez es endógeno a la zona de estudio. La tendencia decreciente observada en la evolución de la turbidez y de los sólidos en suspensión aguas abajo del tramo estudiado del río Ebro es coherente con el efecto de filtración de los bivalvos dulceacuícolas, y en concreto de *Corbicula spp.* por contar con poblaciones muy abundantes en dicho tramo.

La mayor tendencia decreciente de la turbidez aguas arriba de Zaragoza podría relacionarse con una mayor abundancia de *Corbicula spp.* (y otros bivalvos con menor densidad e influencia) en la zona no afectada por los vertidos urbanos e industriales de Zaragoza y su entorno. Aguas abajo de la misma las condiciones fisicoquímicas son probablemente limitantes para el desarrollo de estos organismos filtradores.

El análisis cuantitativo que vincula la reducción de la turbidez en el Ebro en nuestra zona de estudio con la densidad de *Corbicula spp.* en el cauce del Ebro (secciones 5.4.2 y 5.4.3) ha permitido realizar dos estimaciones diferentes de los caudales sólidos filtrados por *Corbicula spp.* y de las correspondientes densidades de almejas por metro cuadrado presentes en el cauce del Ebro (Figura 59 y Figura 61). Las estimaciones de caudales sólidos filtrados son consistentes entre sí (mismo orden de magnitud y similar evolución temporal), y las densidades de *Corbicula spp.* inferidas de dichos caudales son coherentes con la información disponible actualmente sobre su abundancia en el cauce del río Ebro cerca de nuestra zona de estudio. Las máximas densidades de almejas por metro cuadrado estimadas mediante nuestro análisis cuantitativo, 2390 y 927 almejas/m² según el método empleado (apartados 5.4.2 y 5.4.3) son del mismo orden de magnitud que los valores de densidad medidos por [Morales et al. \(2013\)](#) en un tramo del río Ebro en Castejón, contiguo al tramo estudiado (Tabla 8).

Tabla 8: Densidad de almejas medidas en distintos puntos de muestreo de un tramo del río Ebro cercano a Castejón, en [Morales et al. \(2013\)](#).

	Eupotámico						Parapotámico					Cauce principal					
	P1	P2	P3	P15	P16	P17	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14
Número de Almejas	523	85	208	60	47	25	720	1.208	11	26	25	7	6	5	55	37	38
Densidad (a./m ²)	6.538	2.125	5.200	5.000	3.917	2.083	9.000	15.100	917	2.167	2.083	583	500	417	4.583	3.083	3.167

La coherencia de nuestras estimaciones con las densidades medidas en el citado estudio es mayor teniendo en cuenta que en nuestras estimaciones no se han considerado los más que probables aportes de sólidos en suspensión provenientes de los regadíos del Canal Imperial de Aragón y del Canal de Tauste a los correspondientes tramos del Ebro. De acuerdo a lo expuesto en las secciones 5.3.1 y 5.4.1, estos aportes de sólidos en suspensión podrían ser muy significativos, por lo que nuestras estimaciones de densidad de *Corbicula spp.* están hechas necesariamente “a la baja”.

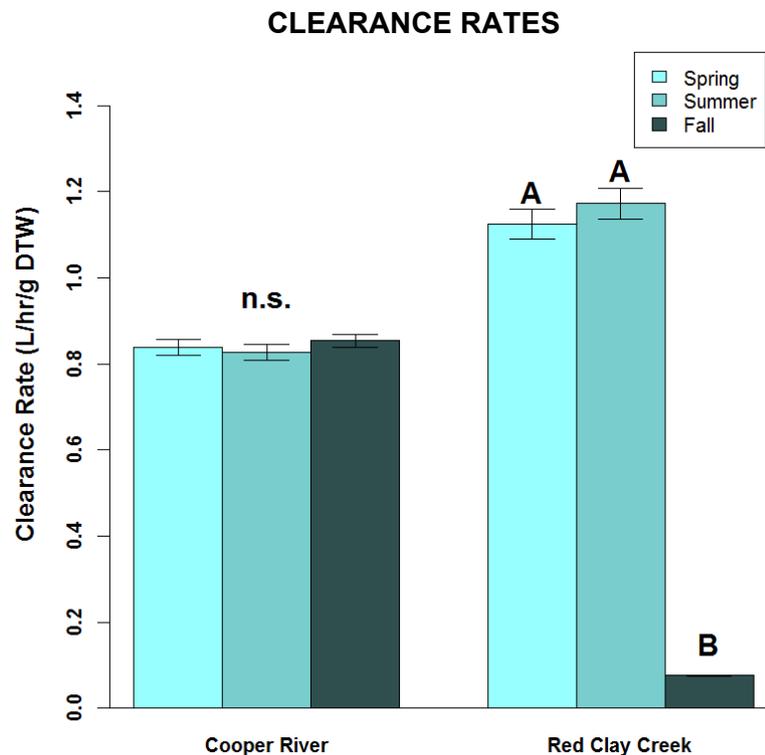


Figura 66: Estacionalidad de las tasas de filtrado de *Corbicula spp.* observada en Cheng (2015). La tasa de filtrado disminuye drásticamente en otoño para el río Red Clay (columnas de la derecha).



La variación estacional de nuestra estimación de caudales sólidos filtrados (y su correspondiente densidad de *Corbicula spp.* en el cauce del Ebro en nuestra zona de estudio) puede ser explicada por:

- La estacionalidad observada en las tasas de filtrado de esta especie (Figura 66), relacionada a su vez con sus dinámicas poblacionales a lo largo del año (Cheng, 2015).
- La estacionalidad de los aportes de sólidos en suspensión desde los regadíos del Canal Imperial y del Canal de Tauste, que previsiblemente presentarán analogías con la estacionalidad observada en los aportes de los regadíos de Bardenas a través del río Arba (Figura 48, Figura 58).

Un aporte importante de sólidos en suspensión desde los regadíos del aluvial del Ebro en el mes de septiembre, análogo al observado en las aportaciones del río Arba, explicaría los valores negativos de la estimación de *Corbicula spp.* para la campaña del 25 de septiembre (Figura 59, Figura 61). Al no tenerse en cuenta dichos aportes, y ser estos lo suficientemente grandes como para que el caudal sólido aumente entre Gallur y Zaragoza pese al probable filtrado de *Corbicula spp.*, la estimación de su densidad aparente resulta paradójicamente negativa.

Si bien el análisis cualitativo y cuantitativo de los resultados de nuestras campañas de muestreos apunta a que éstos son coherentes con la hipótesis planteada en el apartado 4.4, otras posibles explicaciones a las tendencias decrecientes observadas en la turbidez y en la concentración de sólidos en suspensión en el tramo estudiado del río Ebro son:

- La sedimentación paulatina de los sólidos en suspensión por decantación en situaciones de bajo caudal e insuficiente turbulencia para su transporte.
- La dilución de la carga de sólidos en suspensión por aportes de aguas subterráneas desde el acuífero aluvial del Ebro, que provoca un incremento de caudal aguas abajo del tramo estudiado.

Consideramos que ambos casos son poco probables ya que se desconocen alteraciones en los factores que condicionan esos procesos (sedimentación y dilución, respectivamente) y que pudieran justificar en nuestra zona de estudio la evolución histórica de las tendencias en la turbidez del río Ebro en verano (Figura 5, Figura 47) así como la notoria reducción de sus valores absolutos en la segunda década del S. XXI. El incremento de la transparencia, que ha motivado a su vez la notoria profusión de vegetación sumergida a partir del año 2011, debe necesariamente estar asociado a un factor que haya experimentado un cambio significativo previamente al mismo.

Respecto a los parámetros microbiológicos, su evolución espacial muestra claramente el impacto de los vertidos urbanos de Zaragoza respecto a estos contaminantes, que en todos los muestreos ven incrementados muy significativamente sus valores a partir de E7 – Ebro en La Almozara, el primer punto de muestreo aguas abajo del colector de vertido de la EDAR La Almozara.

Durante el año 2018 en el punto E5 – Ebro en Monzalbarba la mayoría de los valores de *Enterococos totales* han sido inferiores a 330 UFC (valor de referencia para aguas de calidad “suficiente” para el baño establecido en el RD1341/2007), mientras que en el punto E9 – Ebro en Puente Giménez Abad, la mayoría de los valores han superado ese valor de referencia (Figura 56). La mayoría de los valores de *Escherichia coli* han estado por debajo del límite de cuantificación de 1200 ufc/100ml en los puntos aguas arriba de Zaragoza, al contrario que en los puntos aguas abajo (Figura 57).

La evolución estacional de los parámetros microbiológicos muestra unos máximos de contaminación microbiológica tanto en E5 – Ebro en Monzalbarba como en E9 – Ebro en Puente Giménez Abad en los muestreos del 28 de mayo (Figura 56, Figura 57), coincidiendo con eventos de pluviosidad intensa en la cuenca que, debido a sus arrastres sedimentarios, provocaron el mínimo de transparencia de disco de Secchi (máxima turbidez) de todo el periodo de muestreos (Figura 49, sección 5.2.3, ANEXO 2). Análogamente, la mínima contaminación microbiológica la arrojan las medidas realizadas el 6 de agosto, coincidiendo con la mayor transparencia de disco de Secchi (mínima turbidez) de todas las campañas de muestreo.

Las relaciones de las medidas de turbidez y transparencia de disco de Secchi con la contaminación microbiológica corroboran la conocida limitación que la radiación ultravioleta impone sobre la supervivencia y persistencia en el medio acuático de las bacterias intestinales ([Swenson et Setlow, 1996](#); [Davies-Colley et al., 1994](#)).

Los mínimos de contaminación microbiológica coincidieron con los mínimos caudales registrados en el periodo de muestreos (Figura 47), poniendo de manifiesto la relevancia fundamental de la transparencia (que como se ha mencionado, era máxima en ese periodo) para la mitigación de este tipo de contaminación frente al resto de los factores potencialmente relevantes en el río Ebro.

Si bien los alivios urbanos de aguas pluviales procedentes de las principales localidades aguas arriba y en la propia zona de estudio (Tudela, Alagón, Figueruelas, Utebo...) también pudieron incrementar los valores de *Escherichia coli* y *Enterococos totales* en los muestreos de final de mayo y principios de junio de 2018, es razonable considerar que la ausencia de

transparencia en ese periodo influyó sin duda en la persistencia de la contaminación microbiológica procedente de sus respectivas EDARs.

Además de contribuir, por lo expuesto anteriormente, a una mayor transparencia de las aguas y a una menor contaminación microbiológica, *Corbicula spp.* está muy probablemente contribuyendo directa o indirectamente a otros “servicios ambientales” como los observados por Phelps (1994).

Uno de estos servicios podría ser, a falta de estudios más detallados al respecto (que complementarían la información de la sección 4.2.3), el incremento del contenido de oxígeno en las aguas del Ebro en nuestra zona de estudio durante los periodos de estiaje y mayor transparencia. El aumento de la concentración del oxígeno vinculado a la fotosíntesis de la vegetación acuática sumergida ha sido observado por numerosos autores (revisión en [Caraco et al., 2006](#)) y ha sido constatado por nuestras propias medidas de campo durante la campaña de muestreo del 25 de septiembre: En el punto E6 (Ebro en Juslibol) la parte más somera de la playa estaba en los muestreos de agosto totalmente colonizada por vegetación sumergida, y la saturación de oxígeno entre la misma era un 10% superior respecto a la medida realizada en la parte más profunda y libre de vegetación sumergida (Figura 51Figura 50).

Si bien *Corbicula spp.* está considerada por el “Grupo de Especialistas en Invasiones Biológicas” como una de las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España (GEIB, 2006), en nuestra zona de estudio no se han identificado impactos económicos negativos inequívocamente asociados a su colonización.

Pese a que la mayor transparencia de las aguas se ha visto acompañada por una excesiva profusión de vegetación acuática sumergida y de varias especies de simúlidos asociadas a la misma, la práctica erradicación de la variabilidad estival de caudales parece ser un factor también necesario para dicho proceso tal y como se ha argumentado en la sección 4.1.4. Las molestias y costes económicos asociados a las picaduras de estos últimos no pueden por tanto ser atribuidos exclusivamente a la actividad filtradora de *Corbicula spp.*, que en todo caso desarrollan también los bivalvos dulceacuícolas autóctonos presentes en el Ebro.

Si el incremento de la sedimentación producido por *Corbicula spp.* en sistemas de riego tradicionales de Portugal (Rosa et al, 2011) se produjera también en los sistemas de riego del Canal Imperial de Aragón y del Canal de Tauste, sus comunidades de regantes podrían ver incrementados sus gastos de mantenimiento. Se sugiere que estudios al respecto deberían ser acometidos en colaboración con las entidades afectadas.

Respecto a las posibles afecciones a los moluscos dulceacuícolas presentes previamente en nuestra zona de estudio, y en especial a la especie protegida *Margaritifera auricularia*, la extensa revisión bibliográfica realizada por Gimeno-Calvo (2017) concluye que a nivel global “*pocos estudios existen que afirmen rotundamente que Corbicula fluminea tiene efectos negativos sobre las náyades autóctonas*”. No obstante, en los canales artificiales en los que se desarrolla su investigación (Canal Imperial de Aragón, Canal de Tauste y Acequia de Pina) se ha observado una elevada mortalidad de dichas náyades, y la autora concluye que “*Las elevadas densidades de Corbicula spp. en estos canales parecen influir en la mortalidad de las náyades, aunque no es la única causa de su declive*”.

Sin embargo, existen numerosas referencias de la coexistencia de *Corbicula spp.* con diversas especies de uniónidios tanto en los ecosistemas acuáticos actuales (revisión en [Karatayev, 2003](#)) como en el registro fósil del cuaternario ([Meijer & Preece, 2000](#); [Gaudenyi et al., 2015](#)). Los hallazgos recientes de ejemplares juveniles de *Margaritifera auricularia* en el tramo del Ebro estudiado permiten ser moderadamente optimistas sobre la evolución futura de esta especie en coexistencia con *Corbicula spp.* ([Javierre-Civera, 2015](#); [Gobierno de Aragón, 2015](#)).



7. CONCLUSIONES

- Los aportes sedimentarios producidos por la actividad agrícola del regadío en la cuenca del río Arba, y probablemente los provenientes de los regadíos aluviales del río Ebro, han resultado ser el origen principal de los sólidos en suspensión (y por tanto de la turbidez) en el tramo del Ebro estudiado entre mayo y septiembre de 2018, excepto durante los eventos de arrastres pluviales. La productividad del fitoplancton no parece tener una influencia significativa en los valores absolutos ni en la evolución espacial de la turbidez en nuestra zona de estudio.
- La colonización del tramo del río Ebro estudiado por parte del bivalvo filtrador *Corbicula spp.* es un factor determinante tanto de la evolución histórica a una mayor transparencia de las aguas, como de la actual tendencia decreciente “aguas abajo” de la turbidez estival.
- La expansión de *Corbicula spp.* se ha visto favorecida por la instalación de depuradoras y la mejora de la calidad del agua en la zona de estudio y sus cuencas vertientes, y ha ocurrido al mismo tiempo que el incremento en esta misma zona del valor del índice IBMWP de evaluación ecológica basada en los macroinvertebrados bentónicos.
- Los servicios ambientales (p.ej. aumento de la transparencia, mitigación de la contaminación microbiológica, aumento de la concentración de oxígeno disuelto) y posibles impactos (p.ej. competencia con otros bivalvos, aumento de la sedimentación en canales de riego, excesiva proliferación de vegetación sumergida) de *Corbicula spp.*, deben ser estudiados con mayor profundidad.

8. BIBLIOGRAFÍA

Altaba, C. R., Jiménez, P. J., López, M. A., Rofes, J., & Viñado, J. (2001): “Localización y evaluación de una nueva invasión biológica: el mejillón cebrá (*Dreissena polymorpha*) en el Ebro”. *Ministerio de Medio Ambiente*.

Araujo, R., Moreno, D., & Ramos, M. (1993): “The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe”. *American Malacological Bulletin*, Vol. 10(1), pp. 39-49. http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/CV/rafa_PDF_2/Amer_Malac_Bull.pdf.

Araujo, R. (2004): “Los bivalvos dulceacuícolas de La Rioja”. Instituto de Estudios Riojanos <http://hdl.handle.net/10261/25401>.

Araujo, R., Valladolid, M. & Gómez, I. (2010): “Life cycle and density of a newcomer population of zebra mussels in the Ebro River, Spain”. Capítulo 18 del libro “The Zebra Mussel in Europe”, pp. 183-190, Margraf Publishers. <http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/>.

Banha, F., Gimeno, I., Lanao, M., Touya, V., Durán, C., Peribáñez, M. A., & Anastácio, P. M. (2016): “The role of waterfowl and fishing gear on zebra mussel larvae dispersal”. *Biological invasions*, 18(1), pp. 115-125. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0995-z>.

Basen, T., Fleckenstein, K. M., Rinke, K., Rothhaupt, K. O., & Martin-Creuzburg, D. (2017): “Impact of temperature and nutrient dynamics on growth and survival of *Corbicula fluminea*: A field study in oligotrophic Lake Constance”. *International Review of Hydrobiology*, 102(1-2), 15-28. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601873>.

Caraco, N. F., Cole, J. J., Raymond, P. A., Strayer, D. L., Pace, M. L., Findlay S. E. G. & Fischer, D. T. (1997): “Zebra mussel invasion in a large, turbid river: Phytoplankton response to increased grazing”. *Ecology*, 78(2), pp. 588–602. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0588:ZMIAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0588:ZMIAL]2.0.CO;2).

Caraco, N., Cole, J., Findlay, S., & Wigand, C. (2006): “Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems”. *AIBS Bulletin*, 56(3), 219-225. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0219:VPAEOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0219:VPAEOO]2.0.CO;2).

Carrasco, L., Díez, S., Soto, D. X., Catalan, J., & Bayona, J. M. (2008): “Assessment of mercury and methylmercury pollution with zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Ebro River (NE Spain) impacted by industrial hazardous dumps”. *Science of the total environment*, 407(1), pp. 178-184. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.031>.

Cataldo, D., Colombo, J. C., Boltovskoy, D., Bilos, C., & Landoni, P. (2001): “Environmental toxicity assessment in the Paraná river delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles”. *Environmental Pollution*, 112(3), 379-389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00145-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00145-7).

Cataldo, D. H., Boltovskoy, D., Stripeikis, J., & Pose, M. (2001): “Condition index and growth rates of field caged *Corbicula fluminea* (Bivalvia) as biomarkers of pollution gradients in the

Paraná river delta (Argentina)". *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 4(2), 187-201.
<https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/14634980127712?needAccess=true&>.

Cohen, R. R., Dresler, P. V., Phillips, E. J., & Cory, R. L. (1984): "The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland". *Limnology and Oceanography*, 29(1), 170-180.
<https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.4319/lo.1984.29.1.0170>

Confederación Hidrográfica del Ebro (2010): "Asistencia técnica para el control de macrófitos: Mejora de la gestión de los embalses del Bajo Ebro". 145 páginas. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>

Confederación Hidrográfica del Ebro (2011): "Seguimiento de la biomasa algal planctónica (clorofilas) en la cuenca del Ebro durante el año 2011", 49 pág. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2012): "Red de Control de Sustancias Peligrosas. Agua, sedimentos y biota. Año 2012". Informe disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2013): "Seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro durante el año 2013", 38 pág. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2014): "Seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro durante el año 2014", 72 pág. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2014b): "Red de Control de Sustancias Peligrosas. Agua, sedimentos y biota. Año 2014". Informe disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2015): "Seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro durante el año 2015", 76 pág. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2016): "Seguimiento de la biomasa algal planctónica en la cuenca del Ebro durante el año 2016", 76 pág. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2016b): "Red de control de sustancias peligrosas. Agua, sedimentos y biota. Año 2016". Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2018a): "Tendencias a largo plazo en sedimentos y biota. Punto de control: 0162 - Ebro / Pignatelli (SED). Matriz: Sedimento". Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2018b): "Tendencias a largo plazo en sedimentos y biota. Punto de control: 0162 - Ebro / Pignatelli (PEC). Matriz: Peces". Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2018c): “Tendencias a largo plazo en sedimentos y biota. Punto de control: 0211 - Ebro / Presa Pina (SED). Matriz: Sedimentos”. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Confederación Hidrográfica del Ebro (2018d): “Tendencias a largo plazo en sedimentos y biota. Punto de control: 0211 - Ebro / Presa Pina (PEC). Matriz: Peces”. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R., & Pardal, M. Â. (2015): “Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability”. *Biological Invasions*, 17(7), 2087-2101.
<https://doi.org/10.1007/s10530-015-0862-y> .

Davies-Colley, R. J., Bell, R. G., & Donnison, A. M. (1994): “Sunlight inactivation of enterococci and fecal coliforms in sewage effluent diluted in seawater”. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60(6), 2049-2058. <https://aem.asm.org/content/60/6/2049.short> .

Doherty, F. G., & Cherry, D. S. (1988): “Tolerance of the Asiatic clam *Corbicula* spp. to lethal level of toxic stressors—a review”. *Environmental Pollution*, 51(4), 269-313.
[https://doi.org/10.1016/0269-7491\(88\)90167-4](https://doi.org/10.1016/0269-7491(88)90167-4).

Durán, C., Viamonte, A., Bernat, Y., Díez-Antoñanzas, L., Jiménez, C. & Anadón, A. (2007): “Mejillón cebrá en aguas de la cuenca del Ebro”. *Ambienta*, pp. 44-50.
<http://www.chebro.es/contenido.streamFichero.do?idBinario=12451>.

Durán, C. (2011): “Las algas del tramo bajo del Ebro”. Presentación de la jornada técnica homónima, <http://www.chebro.es/contenido.streamFichero.do?idBinario=12173>.

Elliot, P., Aldridge, D. C. & Moggridge, G. D. (2008): “Zebra mussel filtration and its potential uses in industrial water treatment”. *Water Research*, Volume 42, Issues 6–7, pp. 1664-1674.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.020>.

Faria, M., López, M. A., Díez, S., & Barata, C. (2010): “Are native naiads more tolerant to pollution than exotic freshwater bivalve species? An hypothesis tested using physiological responses of three species transplanted to mercury contaminated sites in the Ebro River (NE, Spain)”. *Chemosphere*, 81(10), 1218-1226. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.037>.

Gatlin, M. R., Shoup, D. E., & Long, J. M. (2013): “Invasive zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian clams (*Corbicula fluminea*) survive gut passage of migratory fish species: implications for dispersal”. *Biological Invasions*, 15(6), 1195-1200.
<https://doi.org/10.1007/s10530-012-0372-0>.

Gaudenyi, T., Nenadić, D., Stejić, P., Jovanović, M., & Bogićević, K. (2015): “The stratigraphy of the Serbian Pleistocene *Corbicula* beds”. *Quaternary International*, 357, 4-21.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.07.050>.

GEIB (2006): “TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España”. GEIB, Serie Técnica, 2: 116. <https://sites.google.com/site/geibbiblioteca/Home/monografias-tecnicas-y-cientificas/congresos-nacionales-sobre-especies-exoticas-invasoras>.



Gimeno-Calvo, B. (2017): “Presencia y evolución de la almeja asiática (*Corbicula* spp.) y su relación con las náyades autóctonas en canales artificiales asociados al río Ebro en Aragón”. Trabajo de Fin de Grado, Escuela Politécnica Superior de Huesca.

Gobierno de Aragón (web): “Los Simúlidos (mosca negra)”.
[http://www.aragon.es/estaticos/ImportFiles/09/docs/Profesionales/Salud%20publica/Indice%20tematico/moscas%20y%20mosquitos/LOS+SIM%C3%9ALIDOS+\(MOSCA+NEGRA\)+EN+ARAG%C3%93N.PDF](http://www.aragon.es/estaticos/ImportFiles/09/docs/Profesionales/Salud%20publica/Indice%20tematico/moscas%20y%20mosquitos/LOS+SIM%C3%9ALIDOS+(MOSCA+NEGRA)+EN+ARAG%C3%93N.PDF).

Gómez I, Llana C, Nakamura K, Alcántara M. (2009): “Primeros datos de la presencia de *Corbicula* spp. en Aragón”. SODEMASA, Gobierno de Aragón (Departamento de Medio Ambiente).

Guerrero-Campo, J. & Jarne-Bretones, M. (2012): “Las especies exóticas invasoras en Aragón”. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.

Harrison, F. L., Knezovich, J. P., & Rice, D. W. (1984): “The toxicity of copper to the adult and early life stages of the freshwater clam, *Corbicula manilensis*”. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 13(1), 85-92. <https://doi.org/10.1007/BF01055649>.

Hartog, C. Den, Van den Brink, F. W. B., & Van der Velde, G. (1992): “Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful?”. Journal of Natural History, 26(6), 1121-1129.
https://www.researchgate.net/publication/233258277_Why_was_the_invasion_of_the_River_Rhine_by_Corophium_curvispinum_and_Corbicula_species_so_successful.

Holland, R.E. (1993): “Changes in Planktonic Diatoms and Water Transparency in Hatchery Bay, Bass Island Area, Western Lake Erie Since the Establishment of the Zebra Mussel”. Journal of Great Lakes Research, Volume 19, Issue 3, Pages 617-624. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(93\)71245-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(93)71245-9).

Ibáñez, C., Prat, N., Duran, C., Pardos, M., Munné, A., Andreu, R., Caiola, N., Cid, N., Hampel, H., Sánchez, R. & Trobajo, R. (2008): Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro river: Causes and consequences. *Limnetica*, 27 (1): 131-142
http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne27/L27a131_Changes_dissolved_nutrients_Ebro_river.pdf.

Javierre-Civera, A. (2015): “Caracterización de las poblaciones de almeja asiática *Corbicula fluminea*, Müller, 1774 y evaluación de la calidad y heterogeneidad de los ecosistemas fluviales del Ebro en Navarra”. Trabajo Fin de Grado, Escuela Politécnica Superior de Huesca
<http://zaquan.unizar.es>

Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Kesterson, T., & Padilla, D. K. (2003): “Dominance of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Muller), in the benthic community of a reservoir”. *Journal of Shellfish Research*, 22(2), 487-494.
[http://life.bio.sunysb.edu/ee/padillalab/pdfs/Karatayev%20et%20al%20\(JSR\)%202003.pdf](http://life.bio.sunysb.edu/ee/padillalab/pdfs/Karatayev%20et%20al%20(JSR)%202003.pdf)

Karatayev, A. Y., Howells, R. G., Burlakova, L. E., & Sewell, B. D. (2005): “History of spread and current distribution of *Corbicula fluminea* (Müller) in Texas”. *Journal of Shellfish Research*, 24(2), 553-559. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2005\)24\[553:HOSACD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2005)24[553:HOSACD]2.0.CO;2).



Labrot, F., Narbonne, J. F., Ville, P., Saint Denis, M., & Ribera, D. (1999): “Acute toxicity, toxicokinetics, and tissue target of lead and uranium in the clam *Corbicula fluminea* and the worm *Eisenia fetida*: comparison with the fish *Brachydanio rerio*”. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 36(2), 167-178. <https://doi.org/10.1007/s002449900457>.

Lasanta, T., Pérez Rontomé, M. C., Machín, J., Navas, A., Mosch, W., & Maestro, M. (2001): “La exportación de solutos en un polígono de regadío de Bardenas (Zaragoza)”. *Cuatrenario y Geomorfología*, 15(3-4), 51-66. https://www.researchgate.net/profile/A_Navas/publication/40745210_La_explotacion_de_solutos_en_un_poligono_de_regadio_de_Bardenas_Zaragoza/links/53e116680cf2d79877a52629/La_explotacion-de-solutos-en-un-poligono-de-regadio-de-Bardenas-Zaragoza.pdf

Lasanta, T. (2003): “Gestión agrícola y erosión del suelo en la cuenca del Ebro: El estado de la cuestión”. *Zubía*, (21), 71-96. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/860974.pdf>.

Leff, L. G., Burch, J. L., & McARTHUR, J. V. (1990): “Spatial distribution, seston removal, and potential competitive interactions of the bivalves *Corbicula fluminea* and *Elliptio complanata*, in a coastal plain stream”. *Freshwater Biology*, 24(2), 409-416. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00720.x>

Lenhart, C. F., Brooks, K. N., Heneley, D., & Magner, J. A. (2010): “Spatial and temporal variation in suspended sediment, organic matter, and turbidity in a Minnesota prairie river: implications for TMDLs”. *Environmental monitoring and assessment*, 165(1-4), 435-447. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0957-y>.

Liao, C. M., Jau, S. F., Chen, W. Y., Lin, C. M., Jou, L. J., Liu, C. W. & Chang, F. J. (2008): “Acute toxicity and bioaccumulation of arsenic in freshwater clam *Corbicula fluminea*”. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 23(6), 702-711. <https://doi.org/10.1002/tox.20376>.

López, D. (2006): “La lluita contra la mosca negra amb *Bacillus thuringiensis* al Baix Ebre”. Disponible online traducido al castellano en <https://higieneambiental.com/control-de-plagas/la-lucha-contra-la-mosca-negra-con-bacillus-thuringiensis-en-el-baix-ebre>.

López, M.A. & Altaba, C. R. (1997): “Presència de *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) al Delta de l'Ebre”. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, nº10. Generalitat de Catalunya. http://parcsnaturals.gencat.cat/web/content/home/delta_de_lebre/coneix-nos/centre_de_documentacio/fons_documental/publicacions/revistes_i_butlletins/butlleti-parc-natural-delta-ebre/Butlleti-10.pdf.

López, M.A. (2006): Comunicación divulgativa al programa “Que qui com”, <https://www.youtube.com/watch?v=J9i8Q620kaw&t=24s>.

López, J. & Quiñonero, S. (2016): Presentación proyecto MINVACAT (Mol·luscs INVAAsors de CATalunya). https://amicsnat.cat/sites/default/files/comunicacions_presentacions/2_1_L%C3%B3pez&Qui%C3%B1onero.pdf.

Maciolek, J. A., & Tunzi, M. G. (1968): “Microseston dynamics in a simple Sierra Nevada lake-stream system”. *Ecology*, 49(1), 60-75. <https://doi.org/10.2307/1933561>.

Meijer, T., & Preece, R. C. (2000): “A review of the occurrence of *Corbicula* in the Pleistocene of North-West Europe”. *Netherlands Journal of Geosciences*, 79(2-3), 241-255. <https://doi.org/10.1017/S0016774600021739>.

Morales, J., Flechoso, F., Lizana, M. & Negro, A. (2013): “Patrones de colonización y ecología de poblaciones de dos bivalvos invasores (mejillón cebra *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 y almeja asiática *Corbicula fluminea* Müller, 1774) en un tramo lótico del Ebro medio (Castejón, Navarra)”. *Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak)*, N° 61, pp. 47-69. <http://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/2013047069CN.pdf>.

Naciódigital (2013): “La mosca negra assota l'Ebre i ja 'amenaga' el Camp de Tarragona”. <https://www.naciodigital.cat/tarragona/noticia/1589/mosca/negra/assota/ebre/ja/amenaca/camp/tarragona>.

Oscóz J, Acorreta A, Durán C, Larnaz ML (2006): “Aportaciones al conocimiento de algunos bivalvos dulceacuícolas en la cuenca del Ebro”. *Naturaleza Aragonesa* 16: 27-36 <http://www.chebro.es/contenido.streamFichero.do?idBinario=12450>.

Oscóz, J., Larraz, M. L., Tomás, P., Pardos, M., & Durán, C. (2008): “Nuevas citas de almeja asiática (*Corbicula fluminea* (Müller, 1774))(Mollusca, Bivalvia) en ríos de Navarra. *Noticiario SEM*, 50, 42-43. <http://www.soesma.es/paginas/spanish/publicaciones/noticiario/publicados/todoslosanos.html>.

Oscóz, J., Tomás, P., & Durán, C. (2010): “Review and new records of non-indigenous freshwater invertebrates in the Ebro River basin (Northeast Spain)”. *Aquatic Invasions*, 5(3), 263-284. https://www.researchgate.net/publication/228682518_Review_and_new_records_of_non-indigenous_freshwater_invertebrates_in_the_Ebro_River_basin_Northeast_Spain.

Parkes, A. H., Kalf, J., Boisvert, J., & Cabana, G. (2004): “Feeding by black fly (Diptera: Simuliidae) larvae causes downstream losses in phytoplankton, but not bacteria”. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(4), 780-792. [https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1899/0887-3593\(2004\)023%3C0780%3AFBBFDL%3E2.0.CO%3B2](https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1899/0887-3593(2004)023%3C0780%3AFBBFDL%3E2.0.CO%3B2)

Pfenninger M, Reinhardt F and Streit B. (2002): “Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroidea, Bivalvia)”. *Journal of Evolutionary Biology*, 15(5): 818–829. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2002.00440.x>.

Phelps, H. L. (1994): “The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River estuary near Washington, DC”. *Estuaries*, 17(3), 614-621. <https://doi.org/10.2307/1352409>.

Phelps, H. L. (2003): “*Corbicula* biomonitoring in the Anacostia Watershed”. Report, DC Water Resources Research Center, Washington, DC. 18p. http://files.udc.edu/docs/dc_water_resources/technical_reports/report_n_191.pdf.



Phelps, H. L. (2016): Active biomonitoring with *Corbicula* for USEPA priority pollutant and metal sources in the Anacostia River (DC, Maryland, USA). *Integrated environmental assessment and management*, 12(3), 548-558. <https://doi.org/10.1002/ieam.1701>.

Pigneur, L. M., Falisse, E., Roland, K., Everbecq, E., Delière, J. F., Smitz, J. S., ... & Descy, J. P. (2014): "Impact of invasive Asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem". *Freshwater Biology*, 59(3), 573-583. <https://doi.org/10.1111/fwb.12286>.

Quintero, J. P. (1990): "Primeros datos sobre la presencia de *Corbicula fluminea* Muller (*Bivalvia*, *Corbiculidae*) en España. I. Biometría". *Scientia gerundensis*, (16), 175. <https://www.raco.cat/index.php/Scientia/article/viewFile/45451/54959>.

Quiñonero-Salgado, S. & López-Soriano, J. (2014): "Presencia de *Corbicula fluminalis* (O.F. Müller, 1774) (*Bivalvia*: *Corbiculidae*) en el Bajo Ebro (Cataluña)". *Spira* nº5. http://www.molluscat.com/assets/spira_5_3_6.pdf.

Ruiz, I. (2012): "Biología y ecología de los simúlidos". Presentación para jornada técnica. https://www.zaragoza.es/contenidos/IMSP/Iganacio_Ruiz.pdf.

Sanz-Ronda, F. J., López-Sáenz, S., San-Martín, R., & Palau-Ibars, A. (2014): "Physical habitat of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the lower Ebro River (Northeastern Spain): influence of hydraulic parameters in their distribution". *Hydrobiologia*, 735(1), 137-147. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1638-y>

Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008a): "Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview". In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 44, No. 2, pp. 85-94). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/limn:2008017>.

Sousa, R., Rufino, M., Gaspar, M., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008b): "Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(1), 98-110. <https://doi.org/10.1002/aqc.838>.

Sousa, R., Gutiérrez, J. L., & Aldridge, D. C. (2009): "Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers". *Biological Invasions*, 11(10), 2367-2385. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9422-7>

Swenson, P. A., & Setlow, R. B. (1966): Effects of ultraviolet radiation on macromolecular synthesis in *Escherichia coli*. *Journal of molecular biology*, 15(1), 201-219. [https://doi.org/10.1016/S0022-2836\(66\)80221-8](https://doi.org/10.1016/S0022-2836(66)80221-8)

Torrecilla, N.J., Galve, J.P., Zaera, L.G., Retamar, J.F. & Álvarez A.N.A., (2005): "Nutrient sources and dynamics in a mediterranean fluvial regime (Ebro river, NE Spain) and their implications for water management". *Journal of Hydrology*, Volume 304, Issues 1–4, Pages 166-182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.029>.



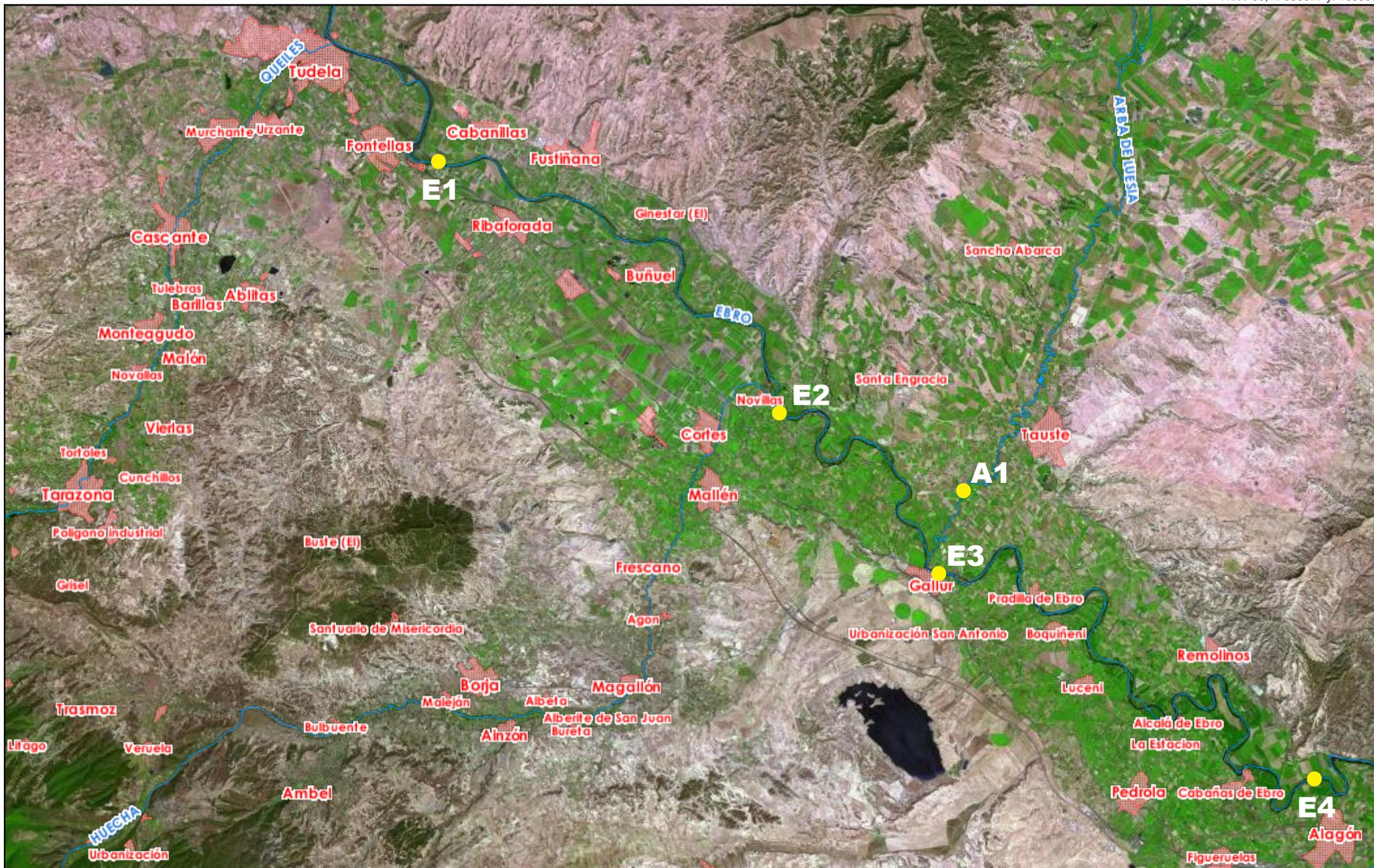
Vranković, J. (2015): “Environmental impact on the antioxidant responses in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroidea: Corbiculidae) from the Danube River”. *Italian Journal of Zoology*, 82(3), 378-386. <https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1043963>.



ANEXO 1: CARTOGRAFÍA

El presente anexo incluye los siguientes mapas:

- Zona de estudio y puntos de muestreo. Parte NW (Fontellas - Alagón).
- Zona de estudio y puntos de muestreo. Parte SE (Alagón - Pina de Ebro).
- Masas de agua estudiadas y estaciones de la red CEMAS consultadas en el estudio.
- Estaciones de aforos y estaciones de la red de alerta de la calidad de las aguas consultadas en el estudio.
- Fecha de instalación de EDARs y fecha de las primeras citas de *Corbicula* sp.



Huso 30, x: 602725 y: 4624814



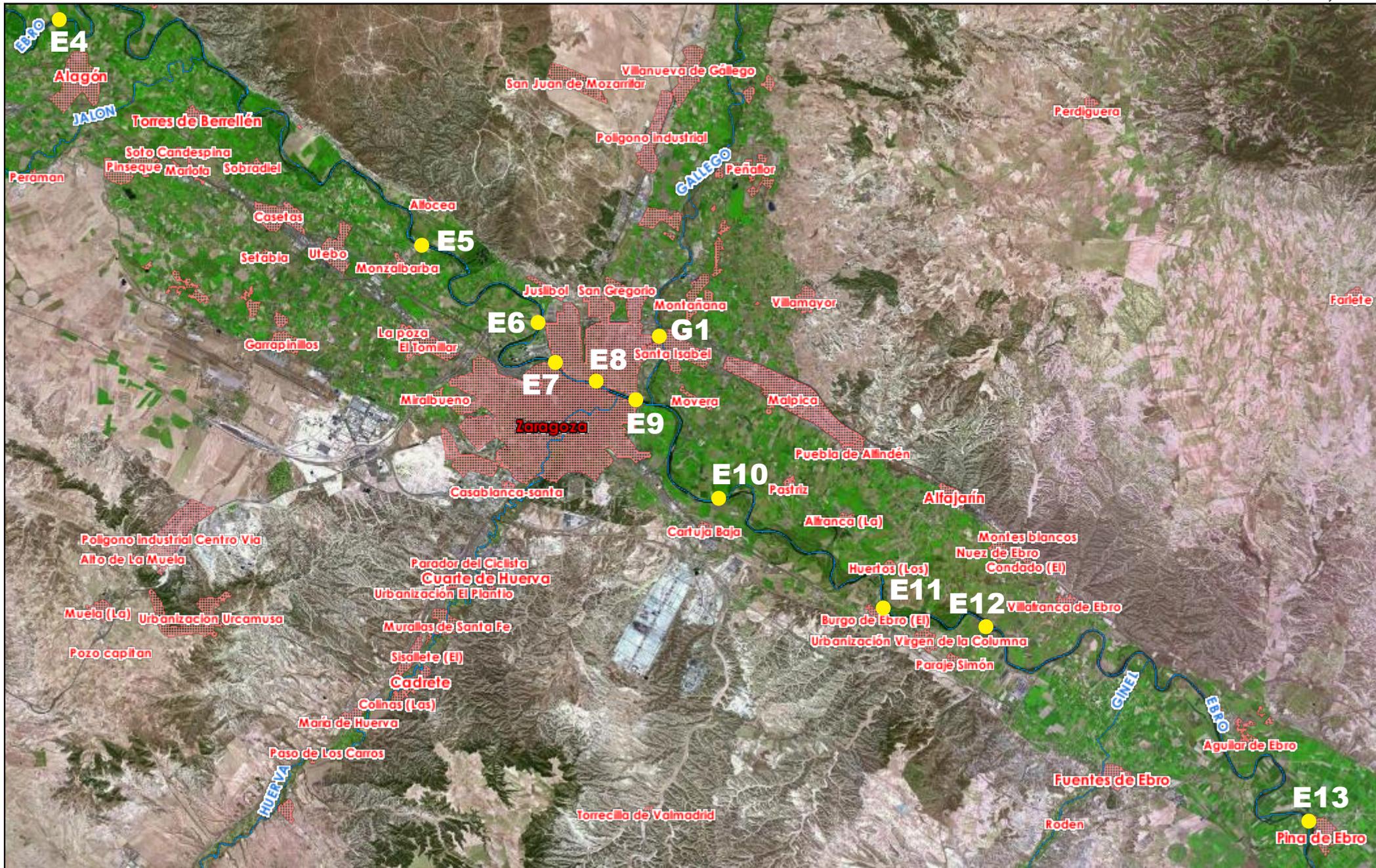
SITEbro

SISTEMA DE INFORMACIÓN TERRITORIAL DEL EBRO

Zona de estudio y puntos de muestreo.
Parte NW (Fontellas - Alagón).

Escales:

ETRS89 Elipsoide GRS80, Proyección U.T.M. Huso 30

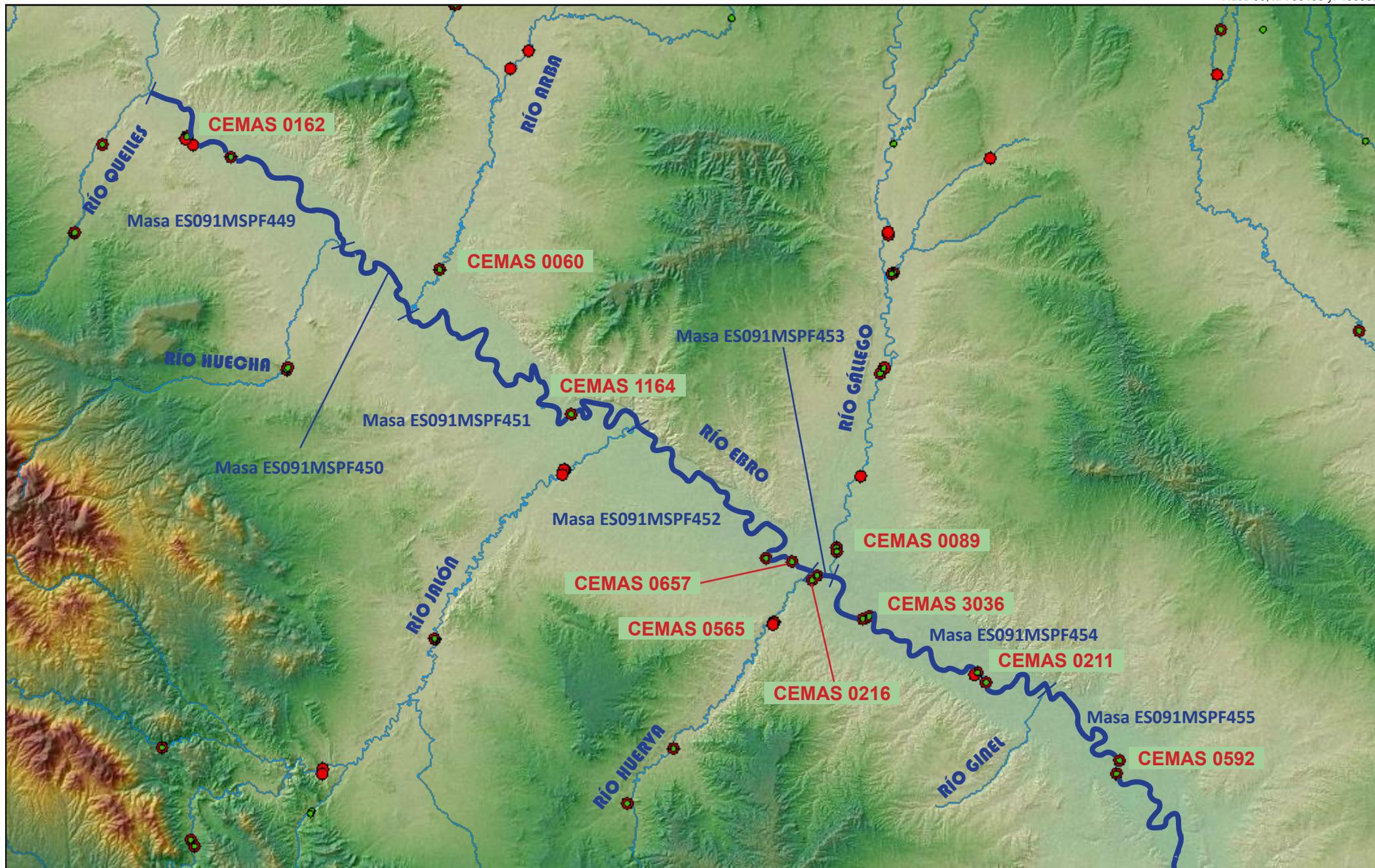


Huso 30, x: 653126 y: 4594492

<p>GOBIERNO DE ESPAÑA MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA</p>	<p>CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO</p>	SITEbro
		SISTEMA DE INFORMACIÓN TERRITORIAL DEL EBRO

Zona de estudio y puntos de muestreo. Parte SE (Alagón - Pina de Ebro).

Escala: Metros
 ETRS89 Elipsoide GRS80, Proyección U.T.M. Huso 30



Huso 30, x: 602367 y: 4586038

 <p>GOBIERNO DE ESPAÑA MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA</p>	<p>CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO</p>	<p>SITEbro</p>	
		<p>SISTEMA DE INFORMACIÓN TERRITORIAL DEL EBRO</p>	

Masas de agua estudiadas y estaciones de la red CEMAS consultadas en el estudio.

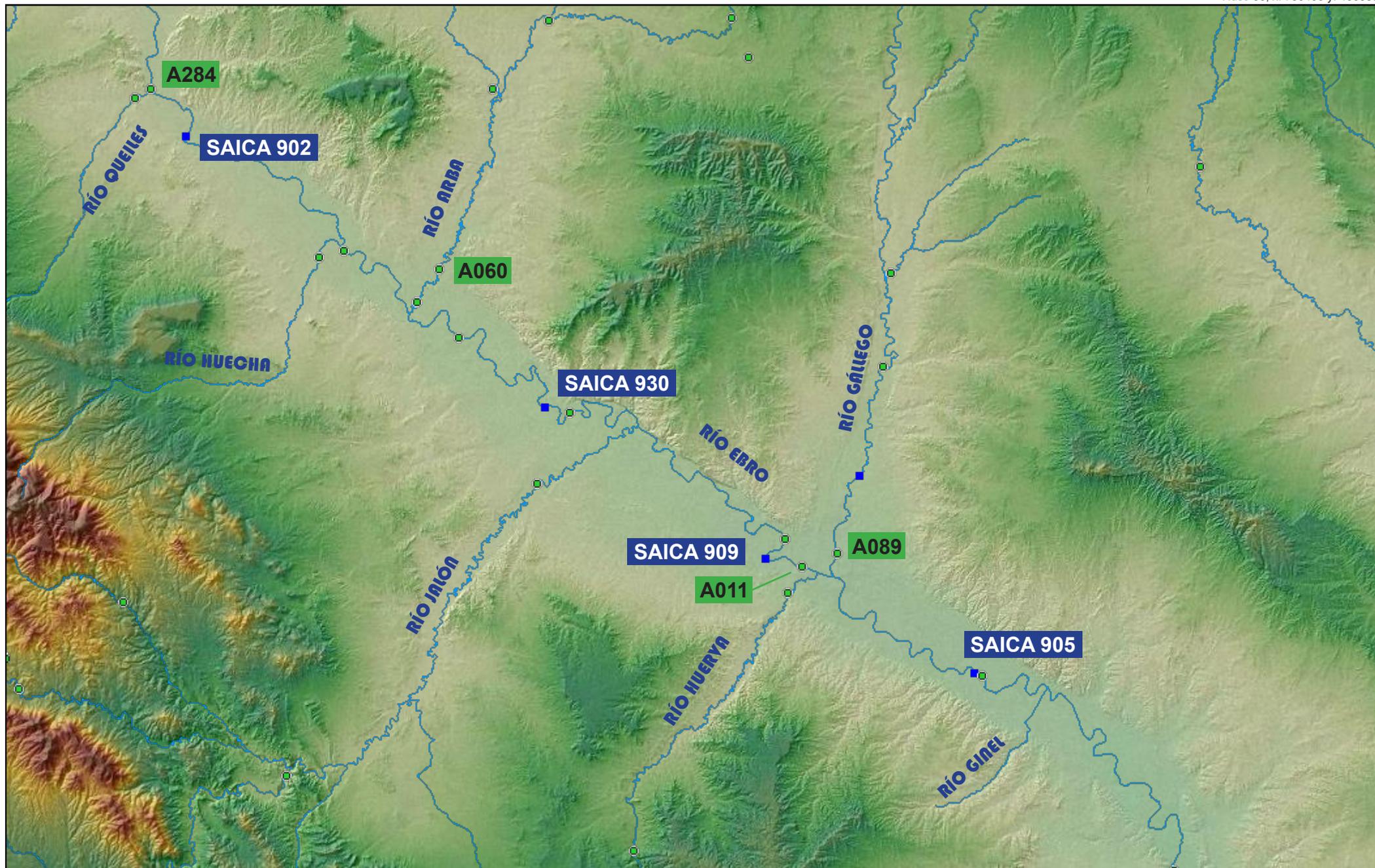
Escola:



0 3000 6000 12000 18000 Metros

ETRS89 Elipsoide GRS80, Proyección U.T.M. Huso 30





Huso 30, x: 602367 y: 4586038

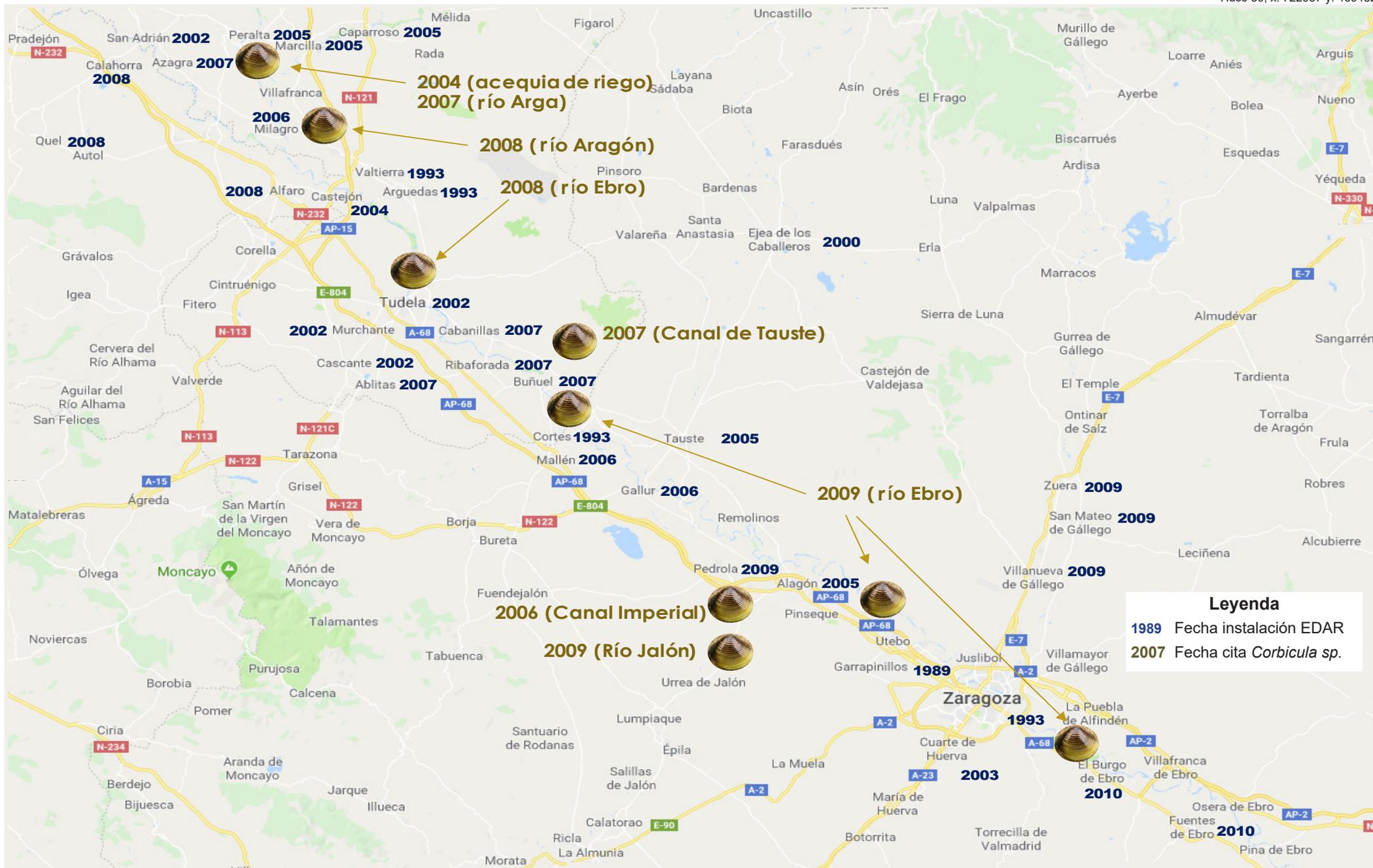

 GOBIERNO DE ESPAÑA
 MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
 CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO

SITEbro
 SISTEMA DE INFORMACIÓN TERRITORIAL DEL EBRO

Estaciones de aforos y estaciones de la red de alerta de la calidad de las aguas consultadas en el estudio.

Escala:

 Metros
ETRS89 Elipsoide GRS80, Proyección U.T.M. Huso 30

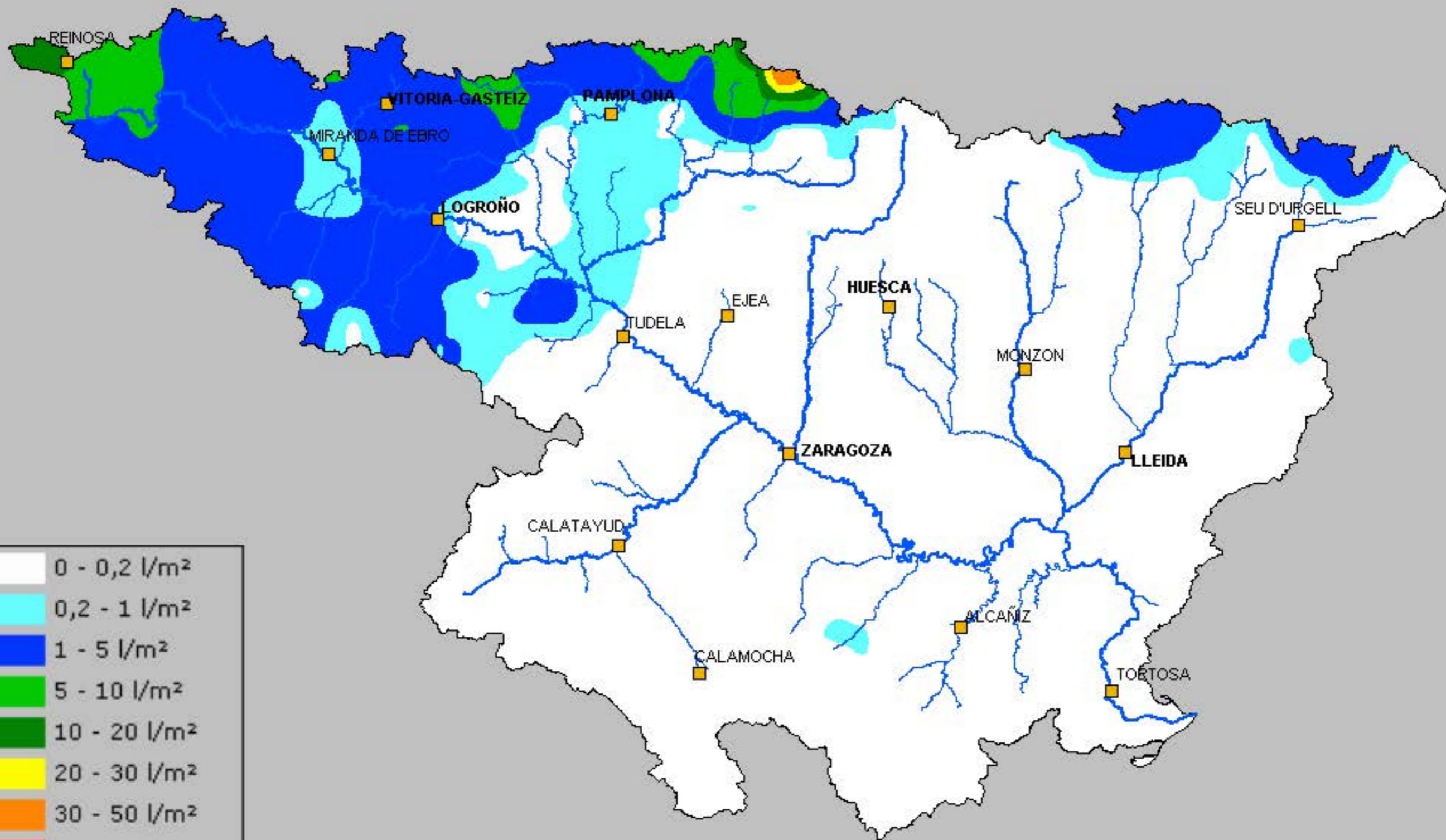
Leyenda
 1989 Fecha instalación EDAR
 2007 Fecha cita *Corbicula sp.*

Huso 30, x: 562845 y: 4594664

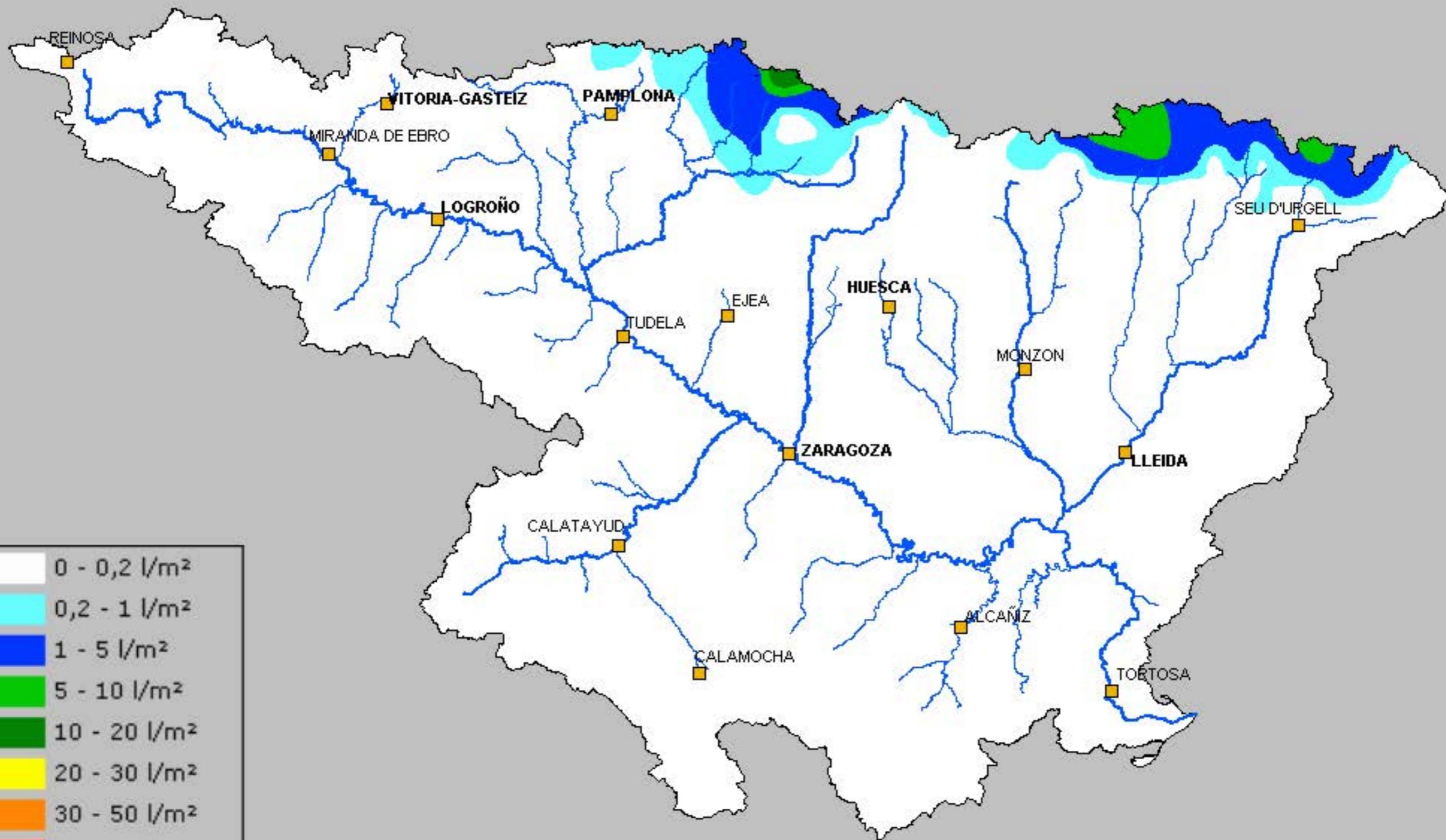
	<p>SITEbro</p> <p>SISTEMA DE INFORMACIÓN TERRITORIAL DEL EBRO</p>	<p>Fecha de instalación de EDARs y fecha de las primeras citas de <i>Corbicula sp.</i></p>	<p>Escala:</p> <p>0 4000 8000 16000 24000 Metros</p> <p>ETRS89 Elipsoide GRS80, Proyección U.T.M. Huso 30</p>
--	--	---	--

ANEXO 2: INFORMACIÓN PLUVIOMÉTRICA COMPLEMENTARIA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LAS CAMPAÑAS DE MUESTREO.

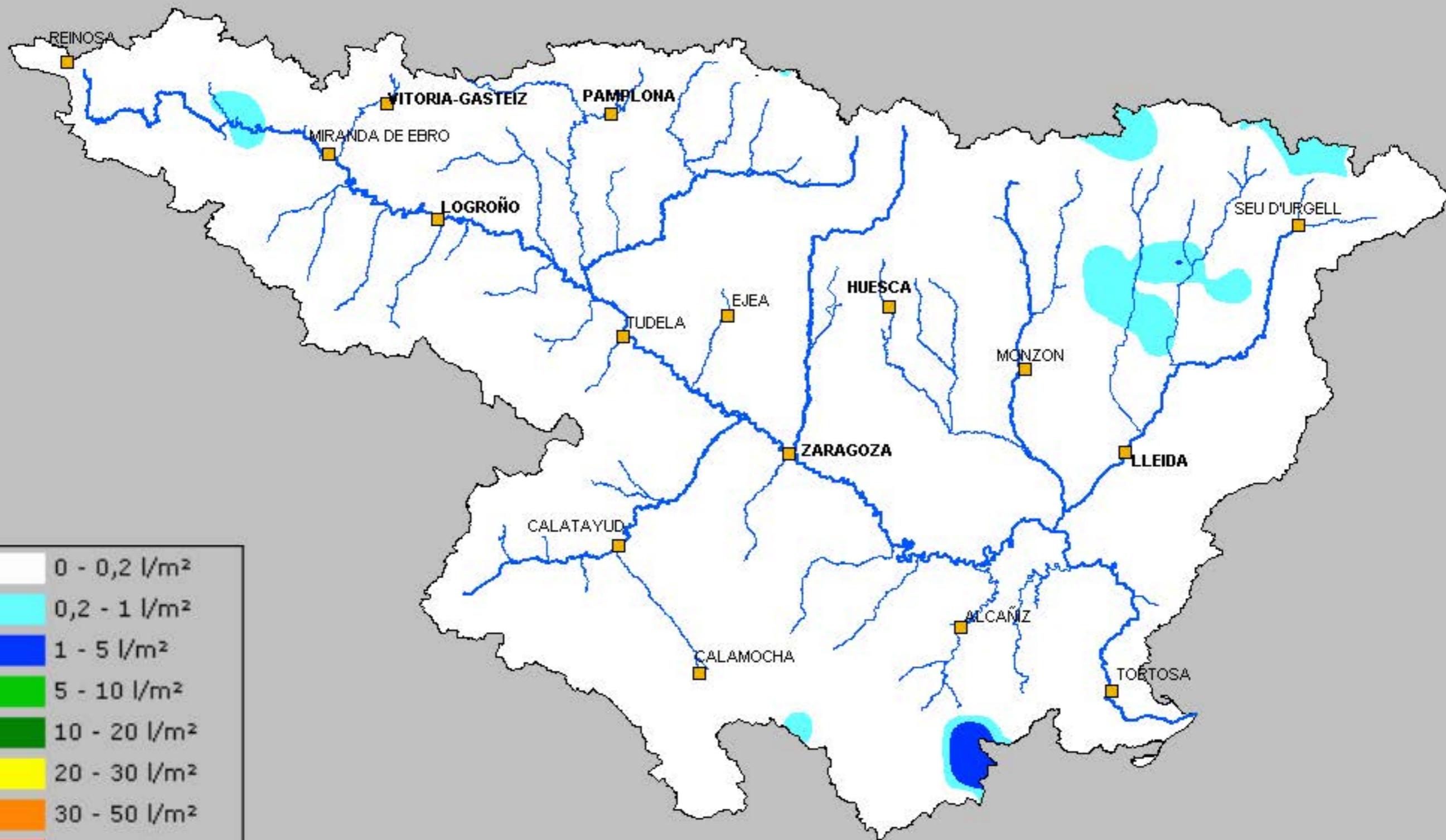
La información contenida en el presente anexo ha sido facilitada por el Servicio Automático de Información Hidrológica bajo demanda, y permite comprobar la pluviosidad registrada durante y en los días previos a las campañas de muestreo. Cada uno de los mapas se corresponde con la precipitación acumulada diaria en la fecha indicada.



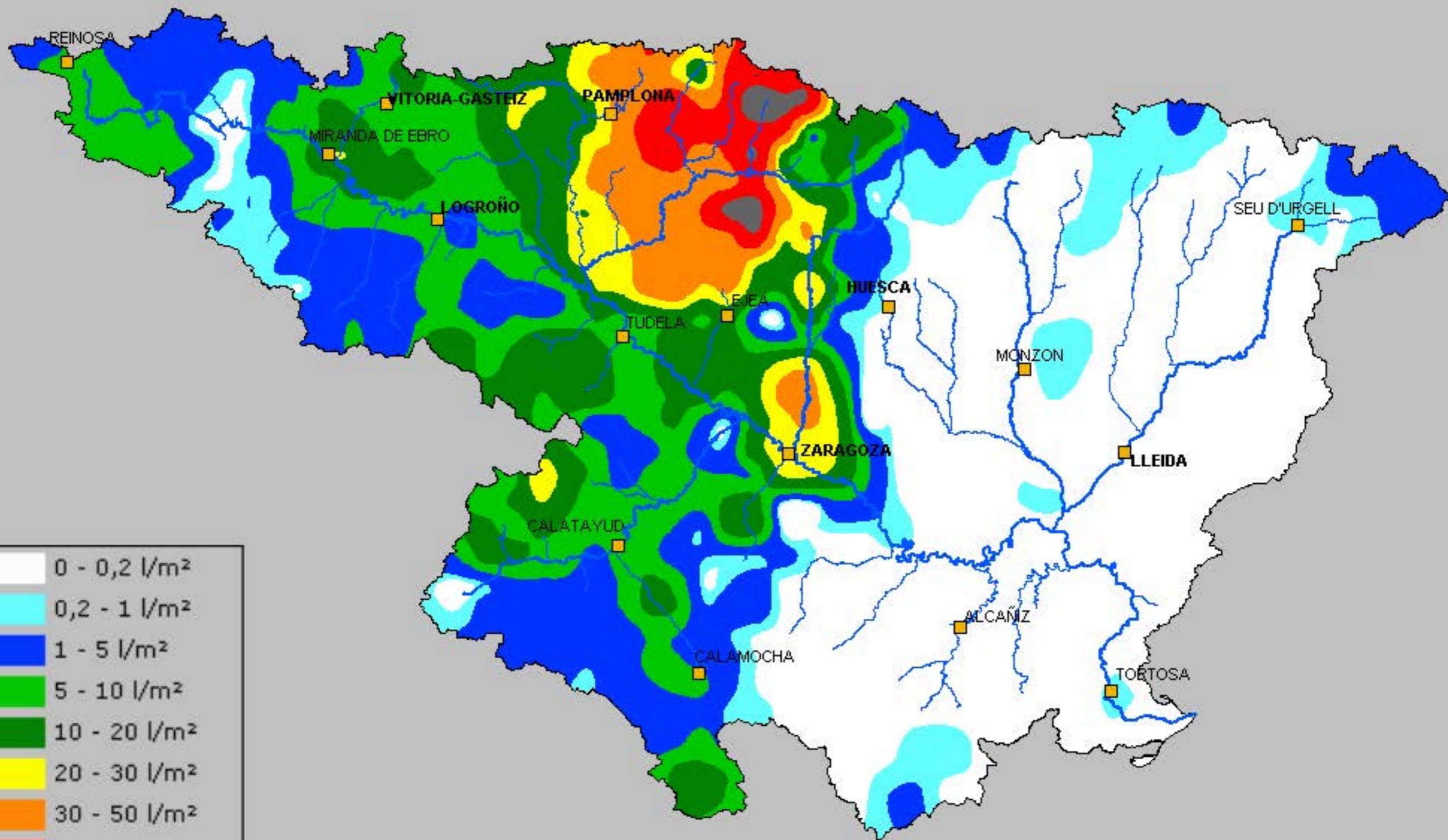
14 de Mayo 2018



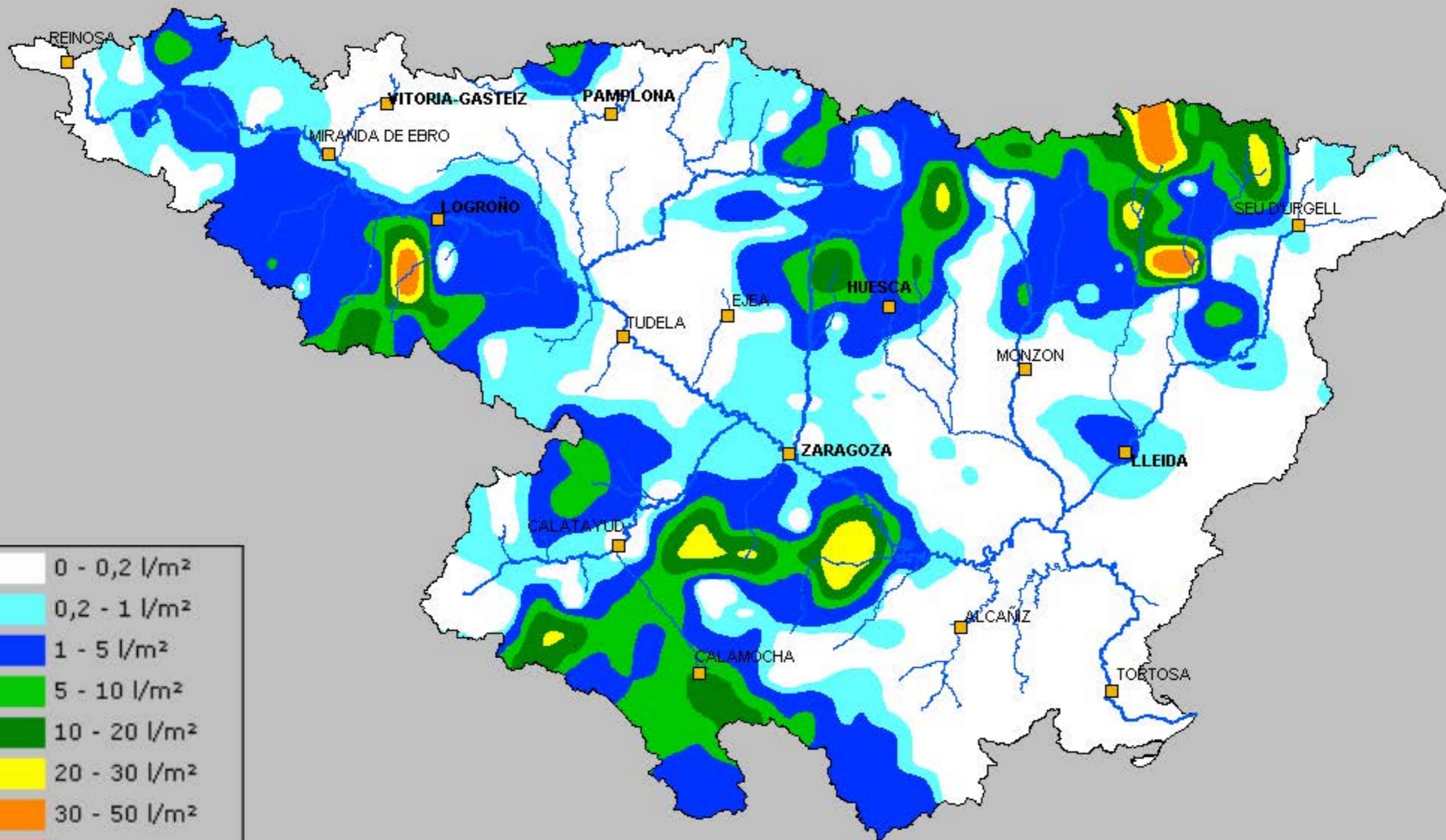
15 de Mayo 2018



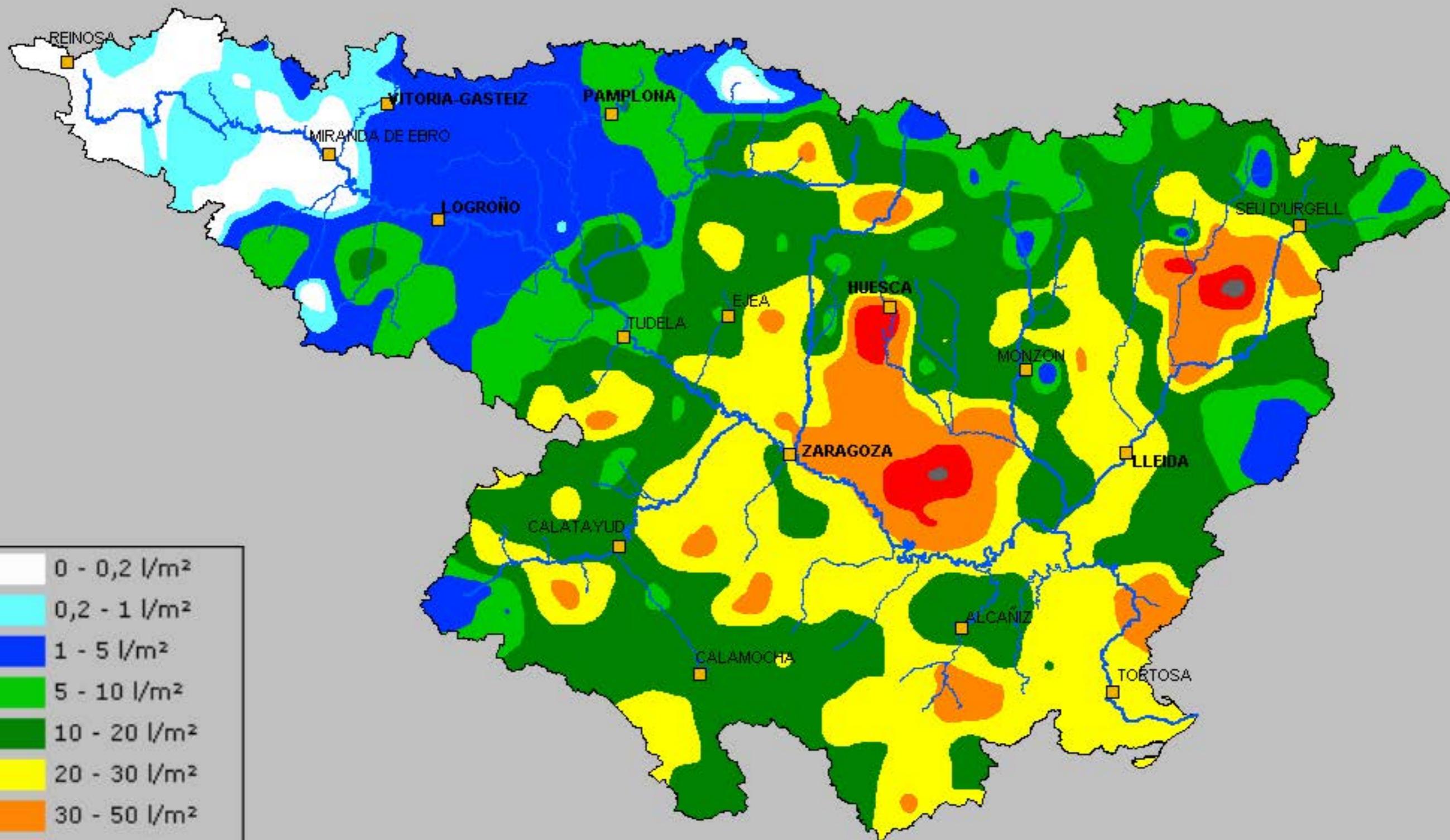
16 de Mayo 2018



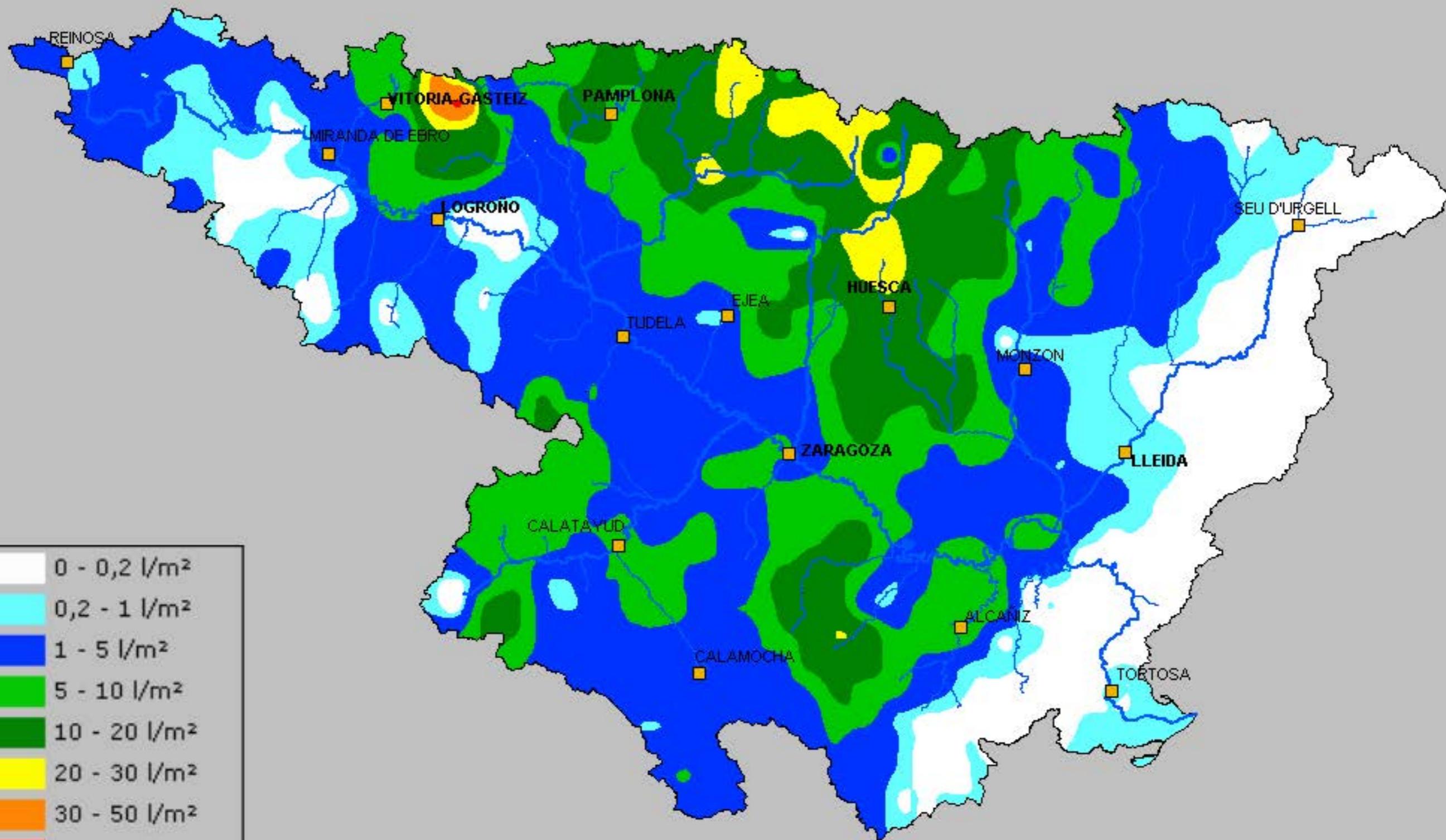
26 de Mayo 2018



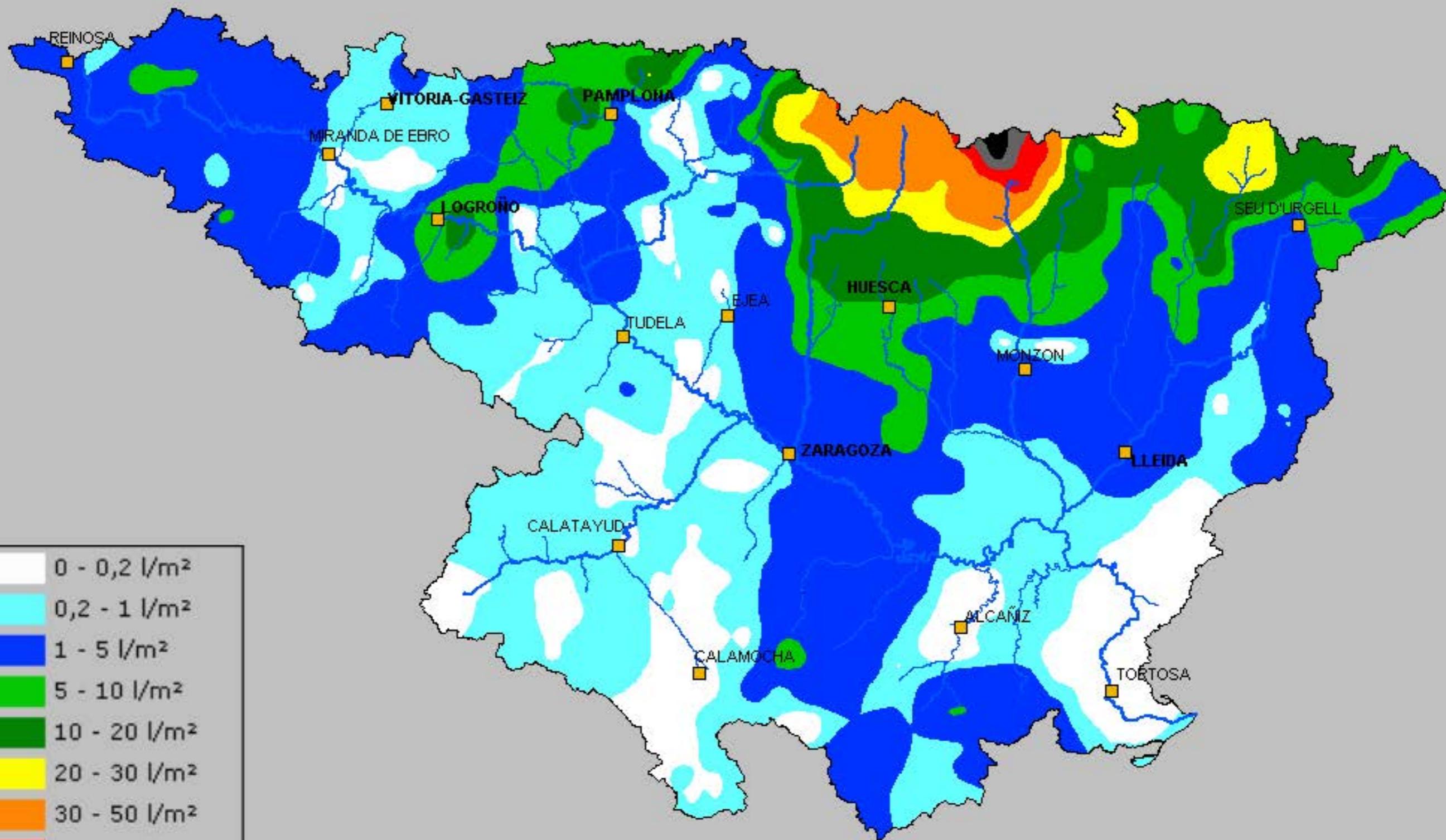
27 de Mayo 2018



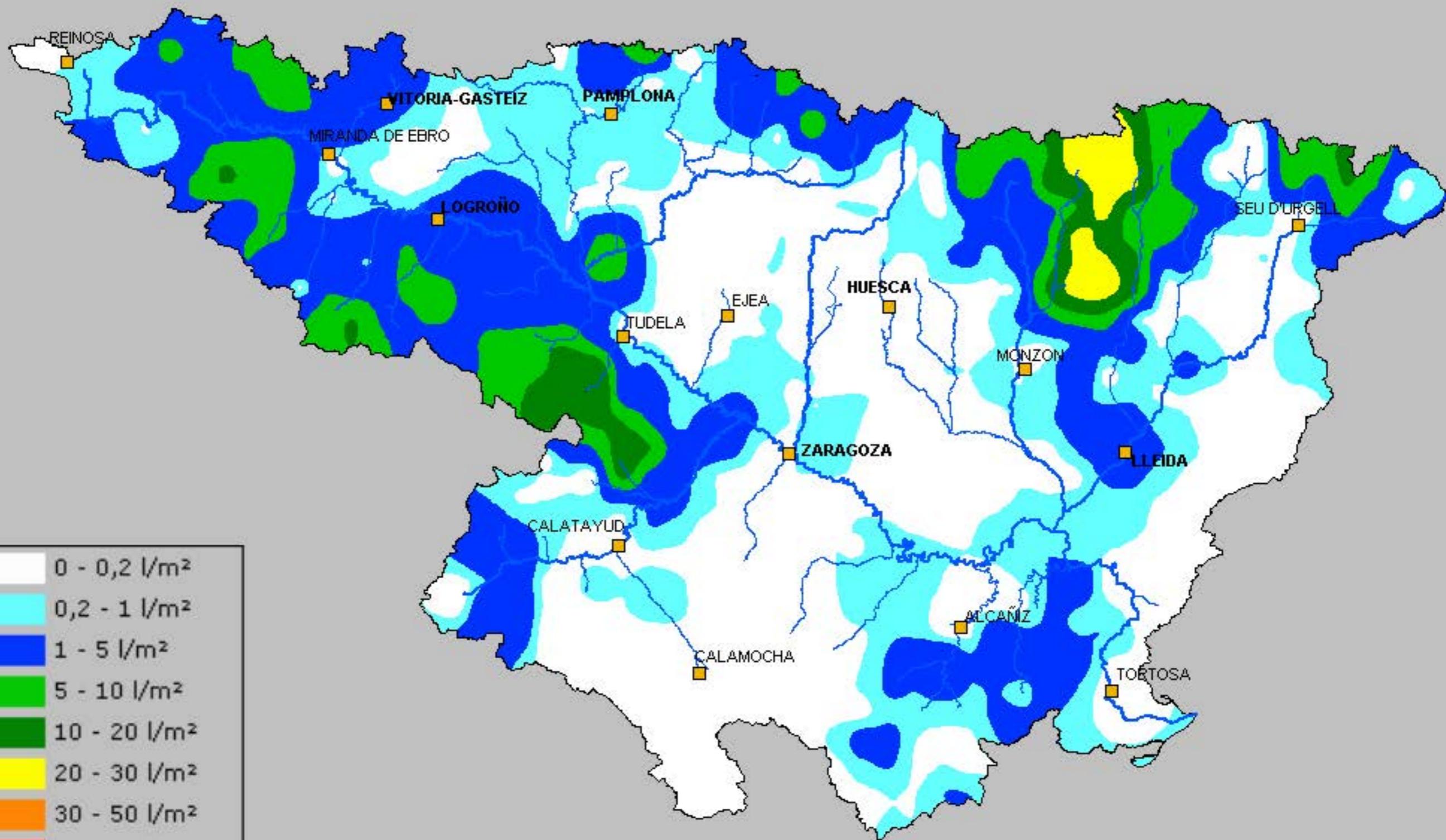
28 de Mayo 2018



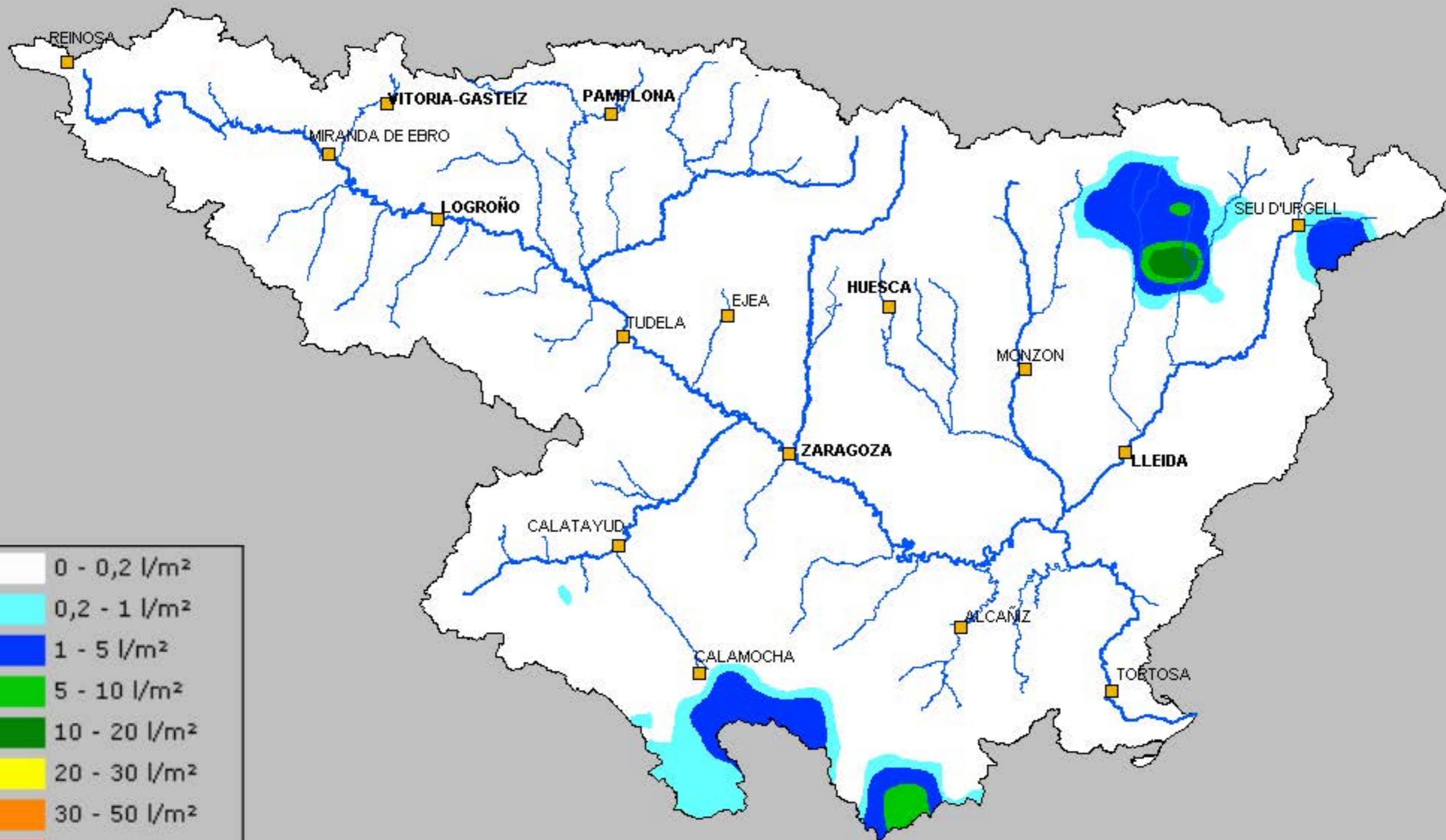
9 de Junio 2018



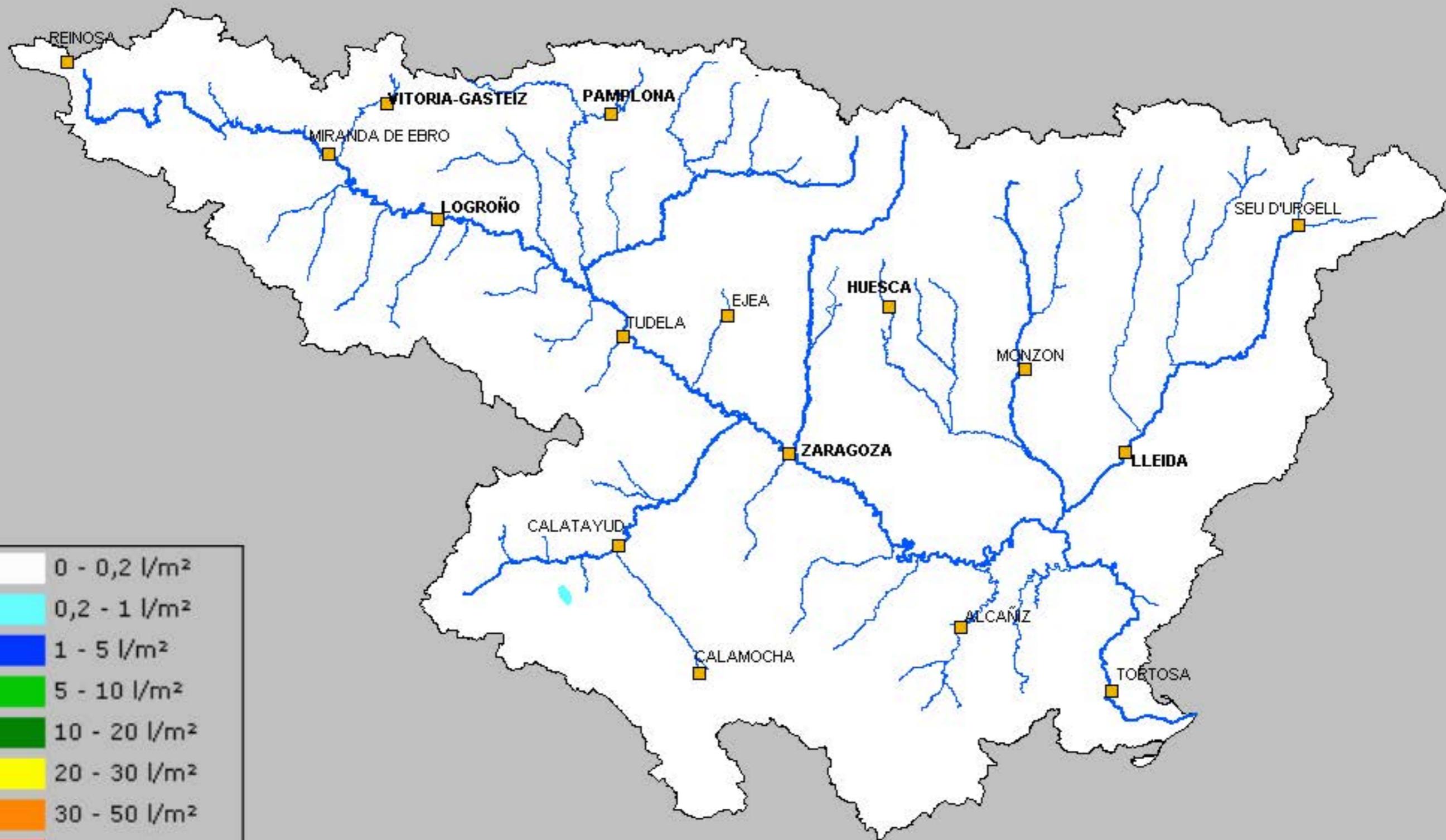
10 de Junio 2018



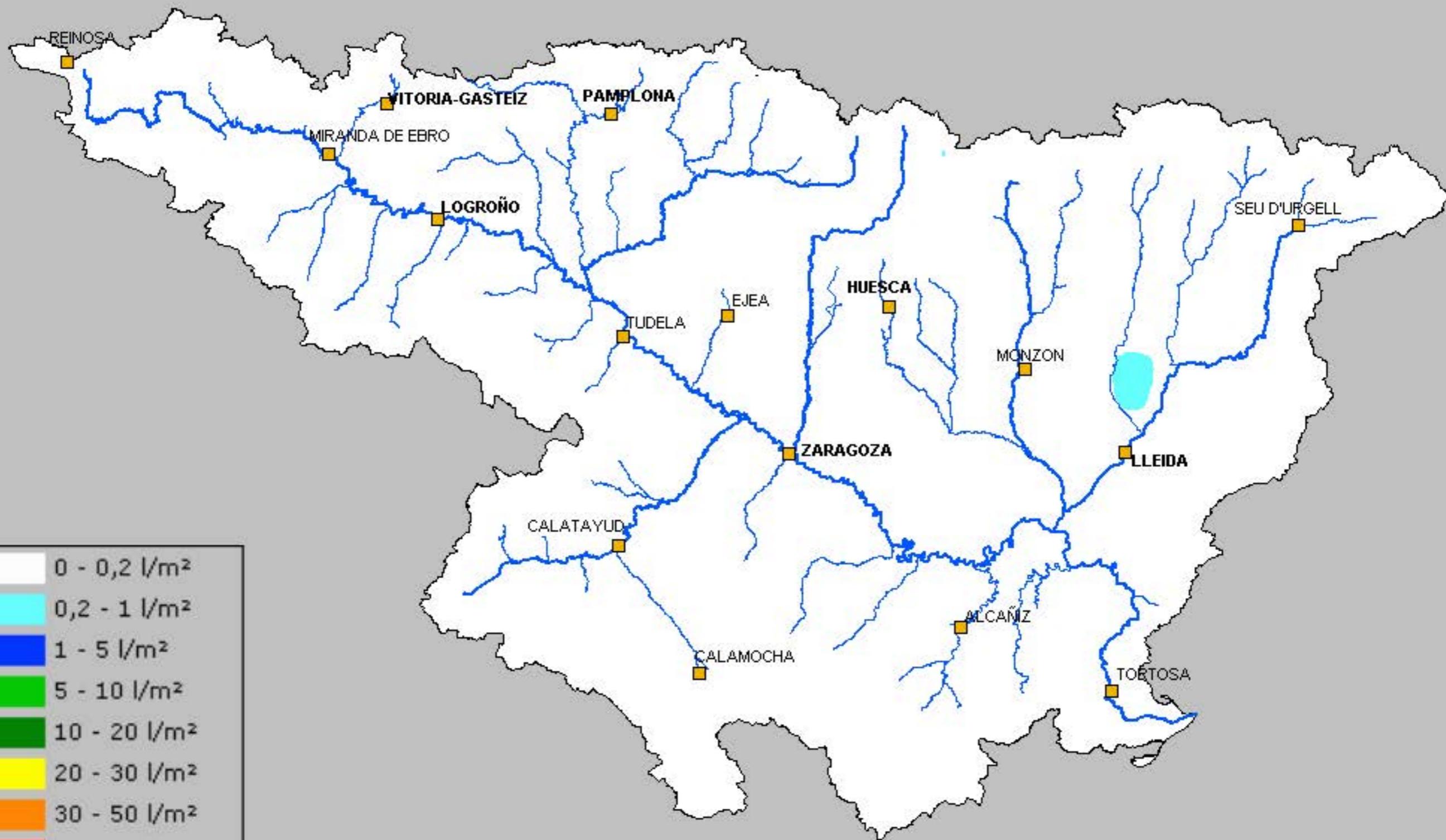
11 de Junio 2018



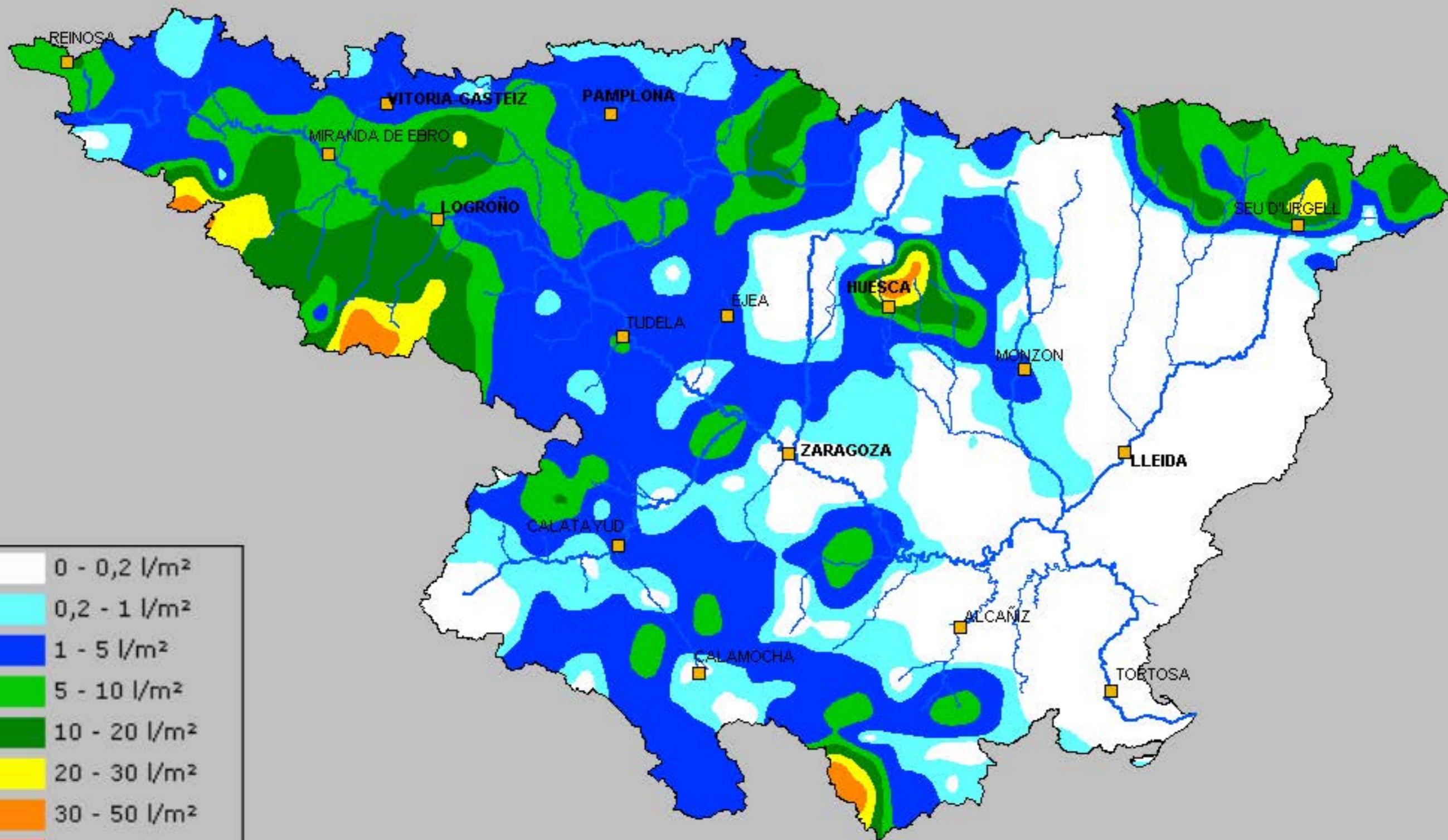
23 de Junio 2018



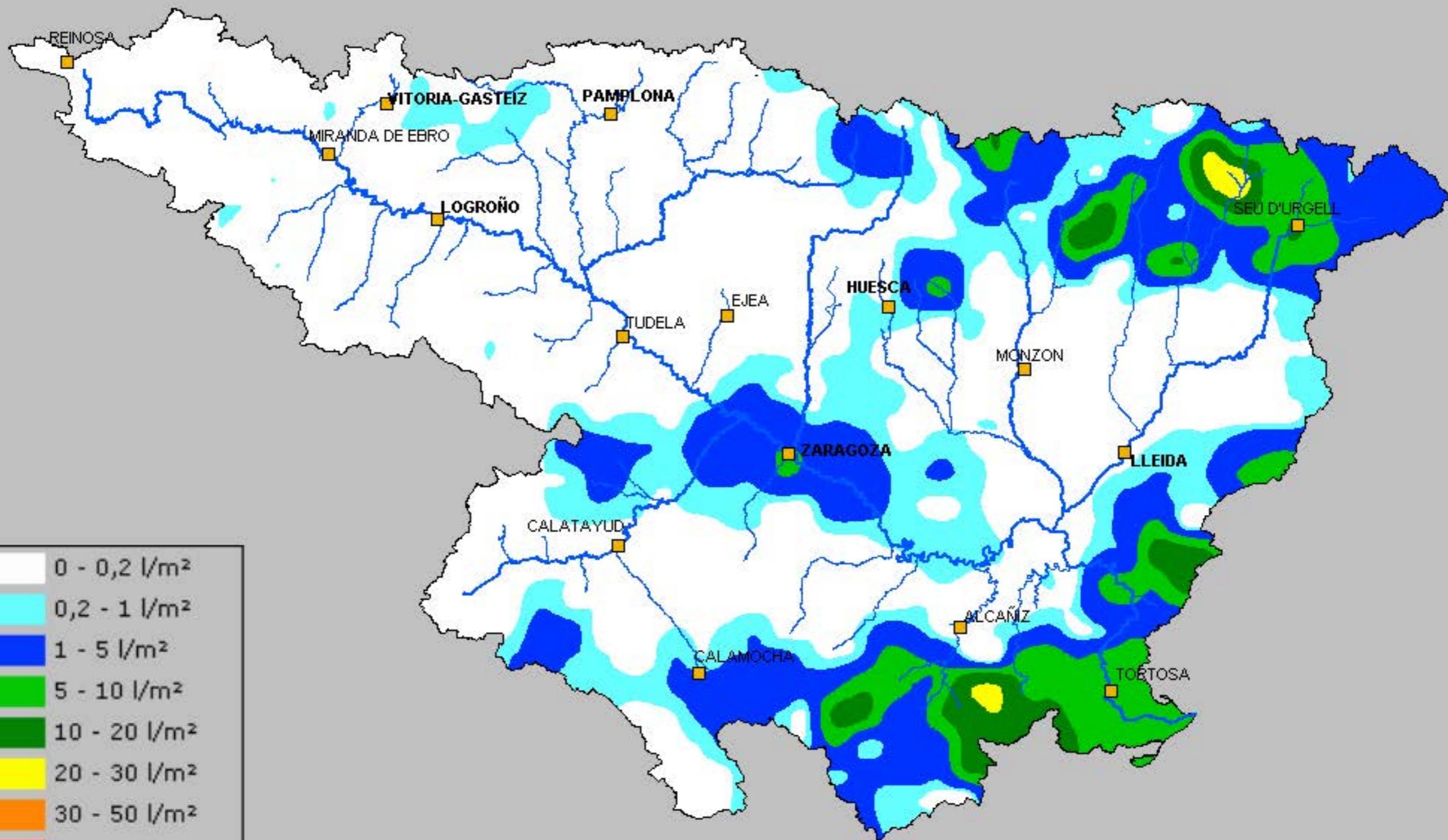
24 de Junio 2018



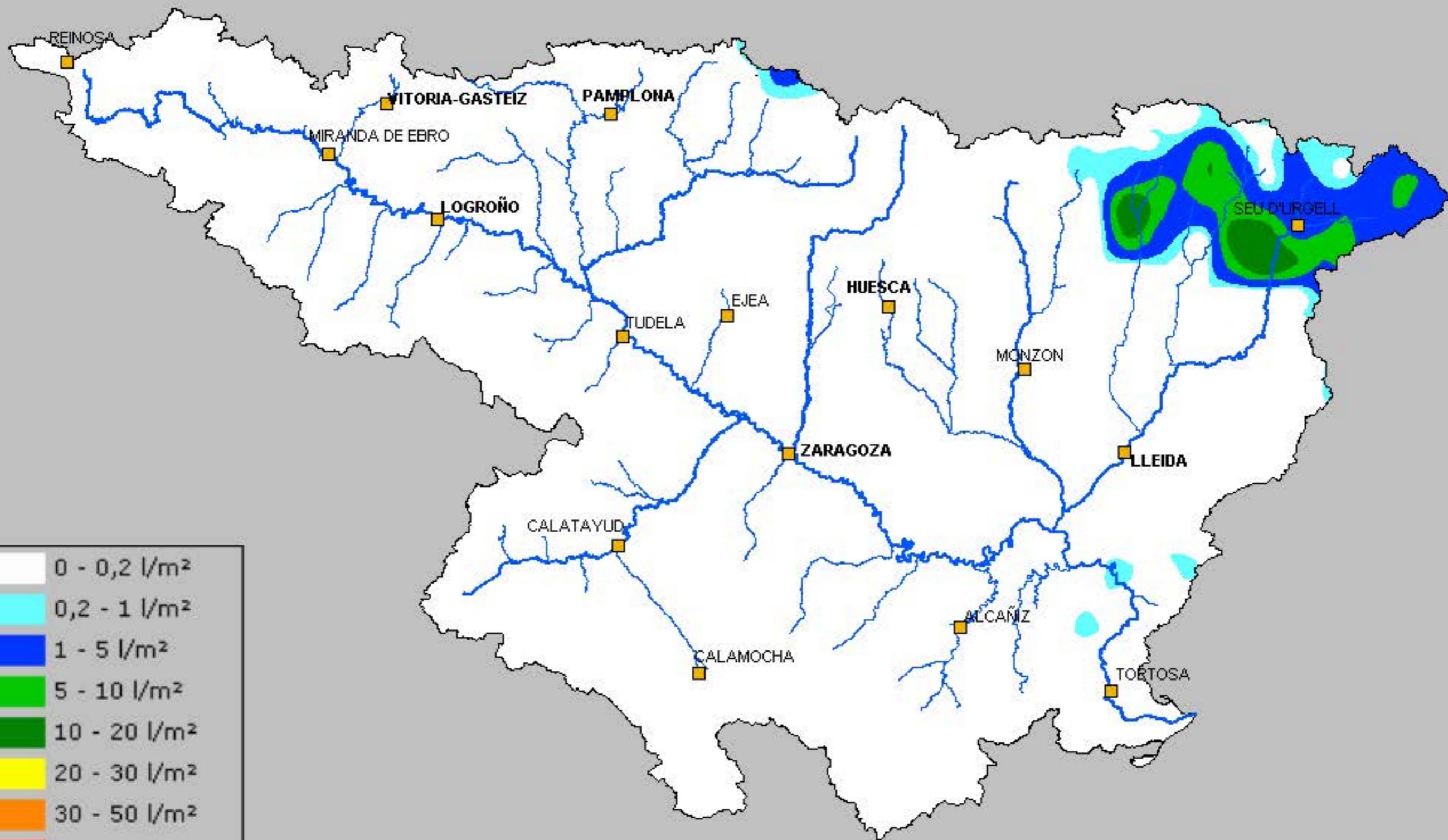
25 de Junio 2018



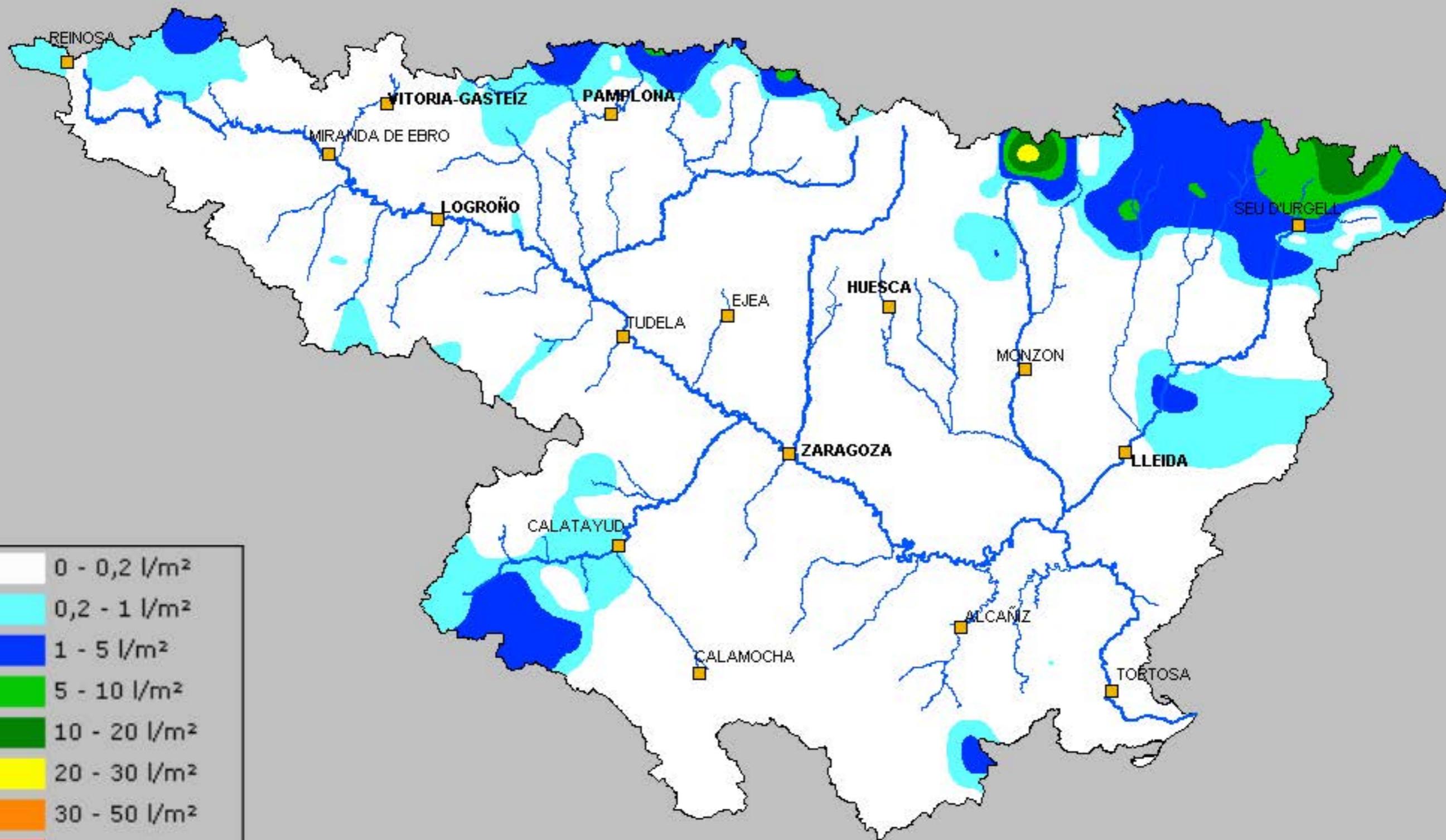
8 de Julio 2018



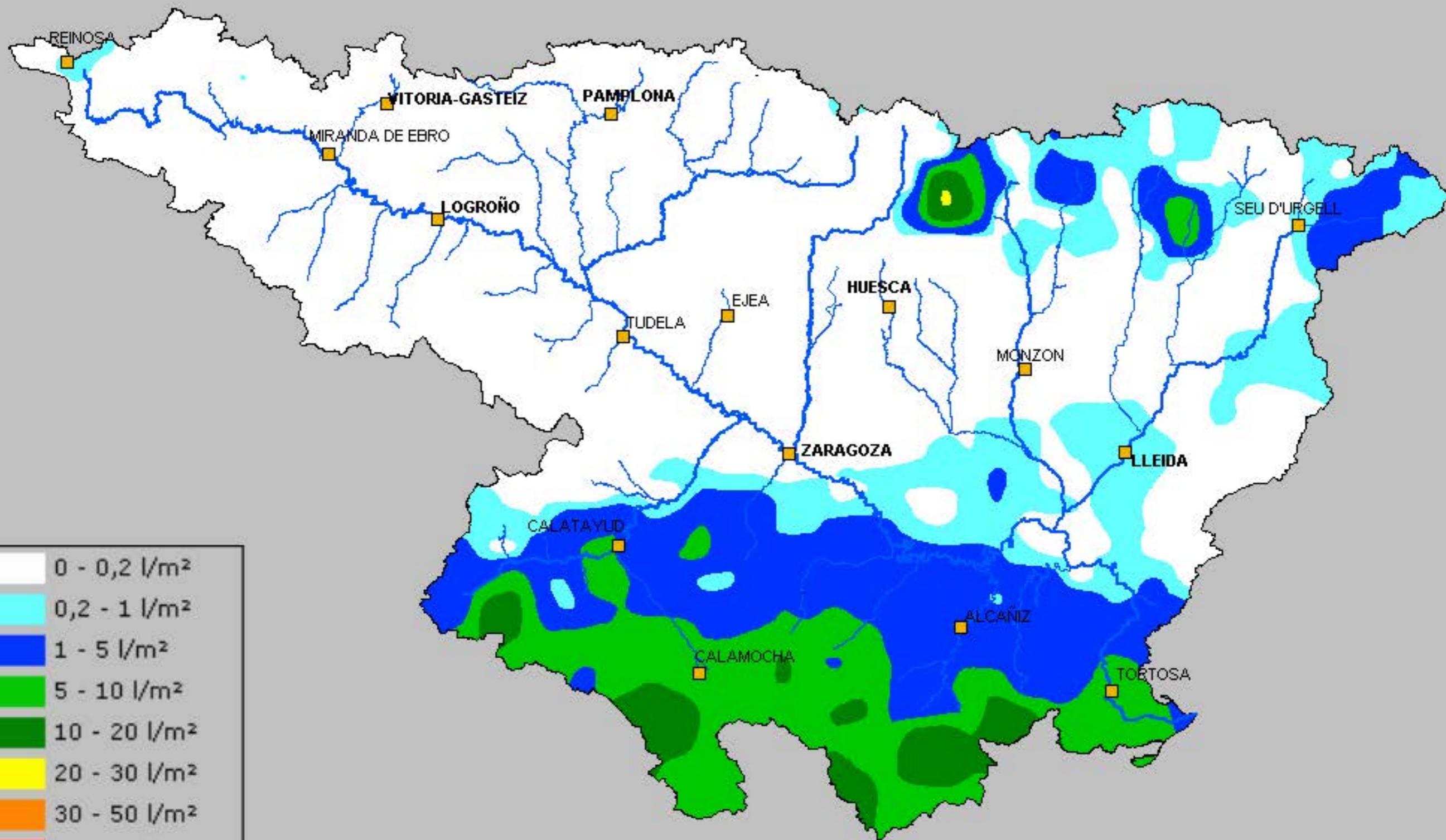
9 de Julio 2018



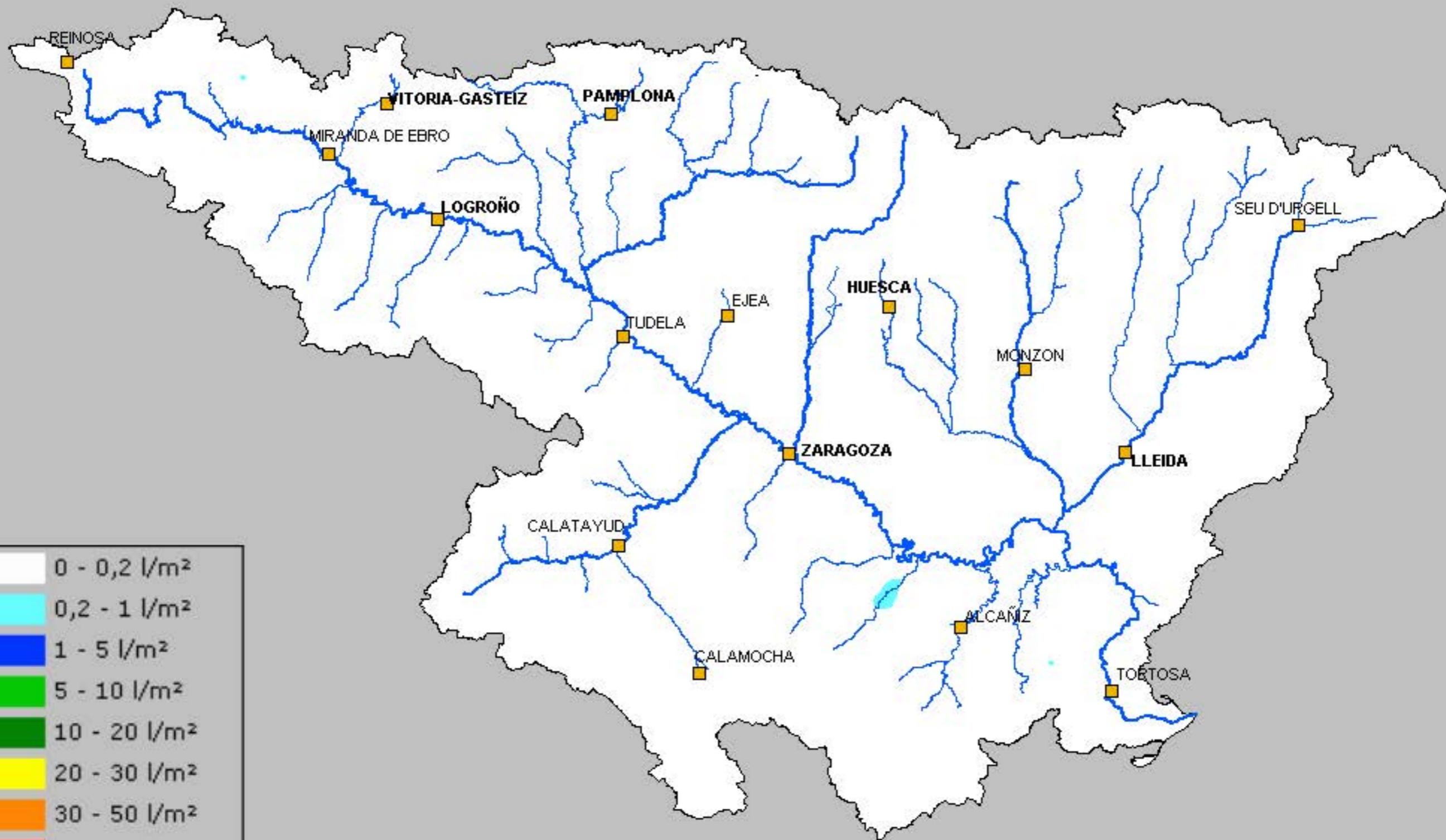
10 de Julio 2018



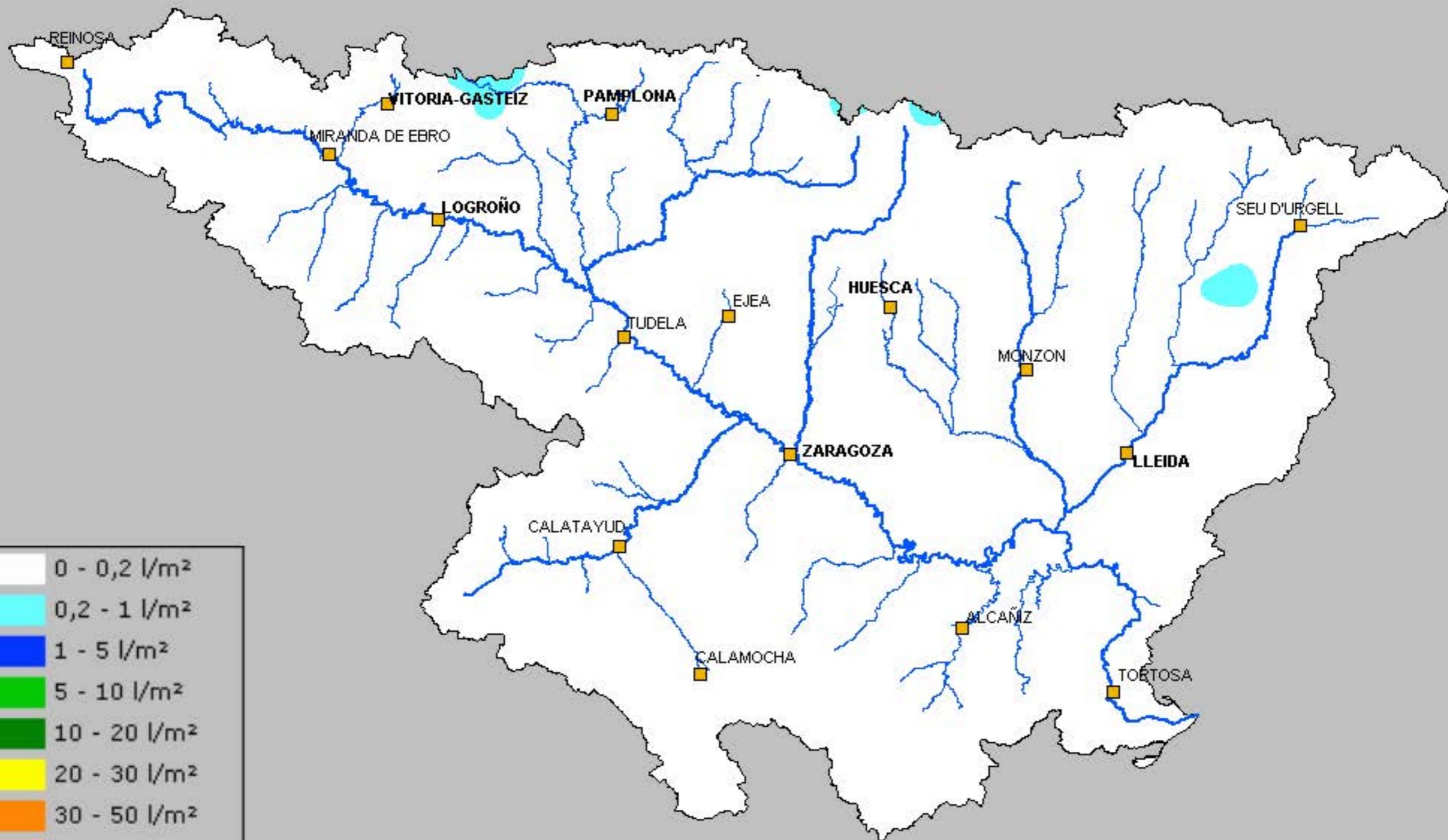
21 de Julio 2018



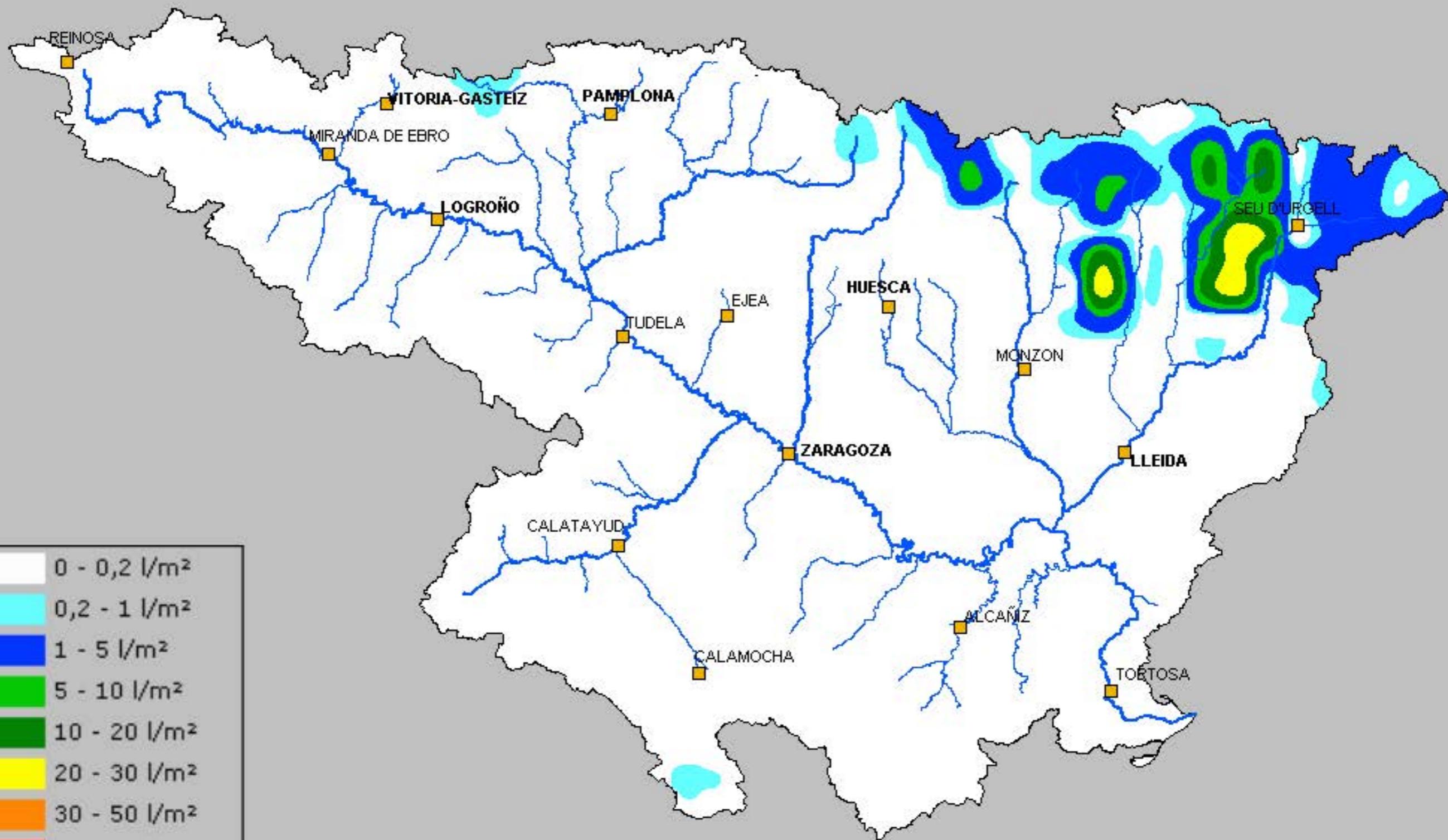
22 de Julio 2018



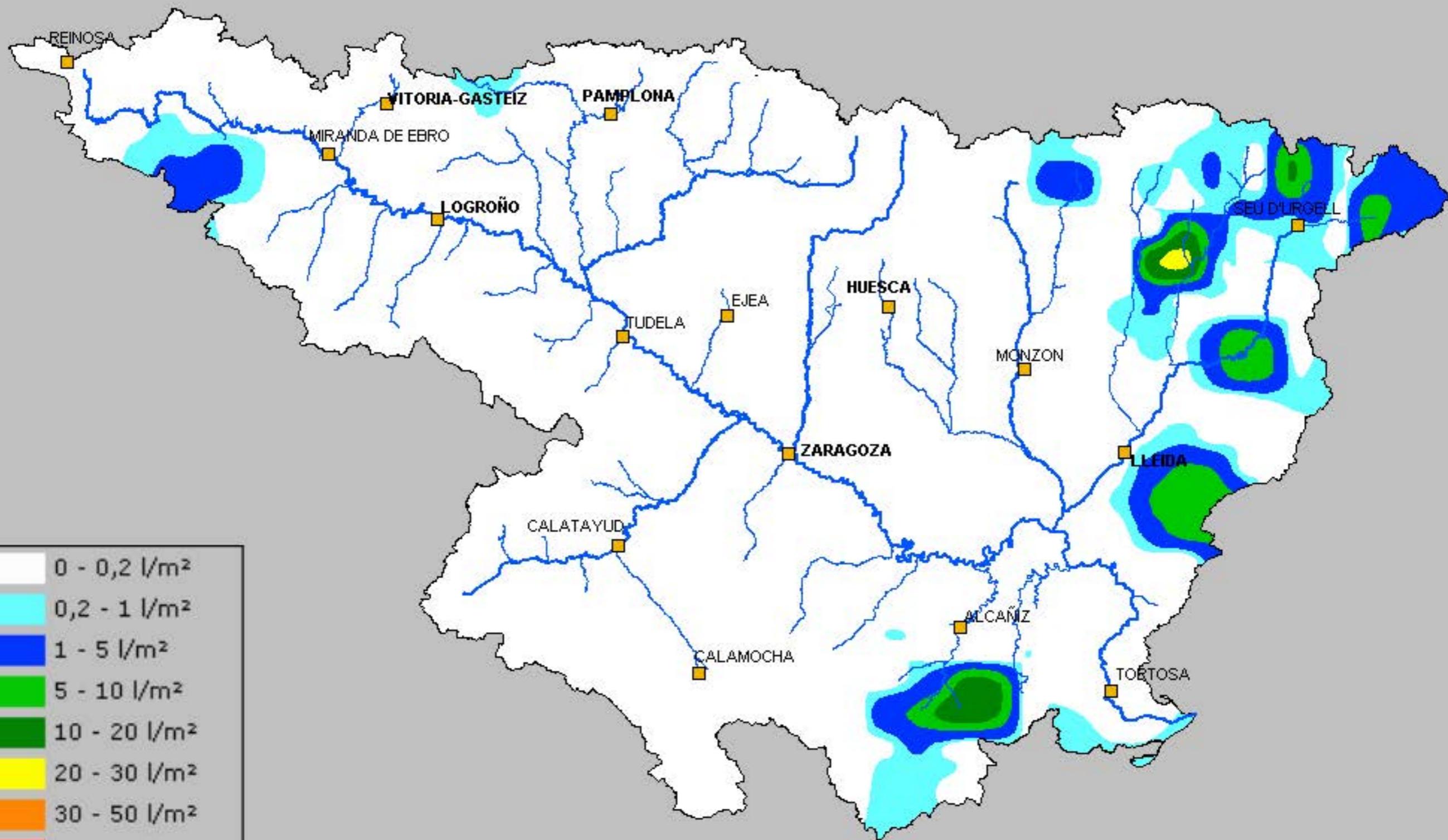
23 de Julio 2018



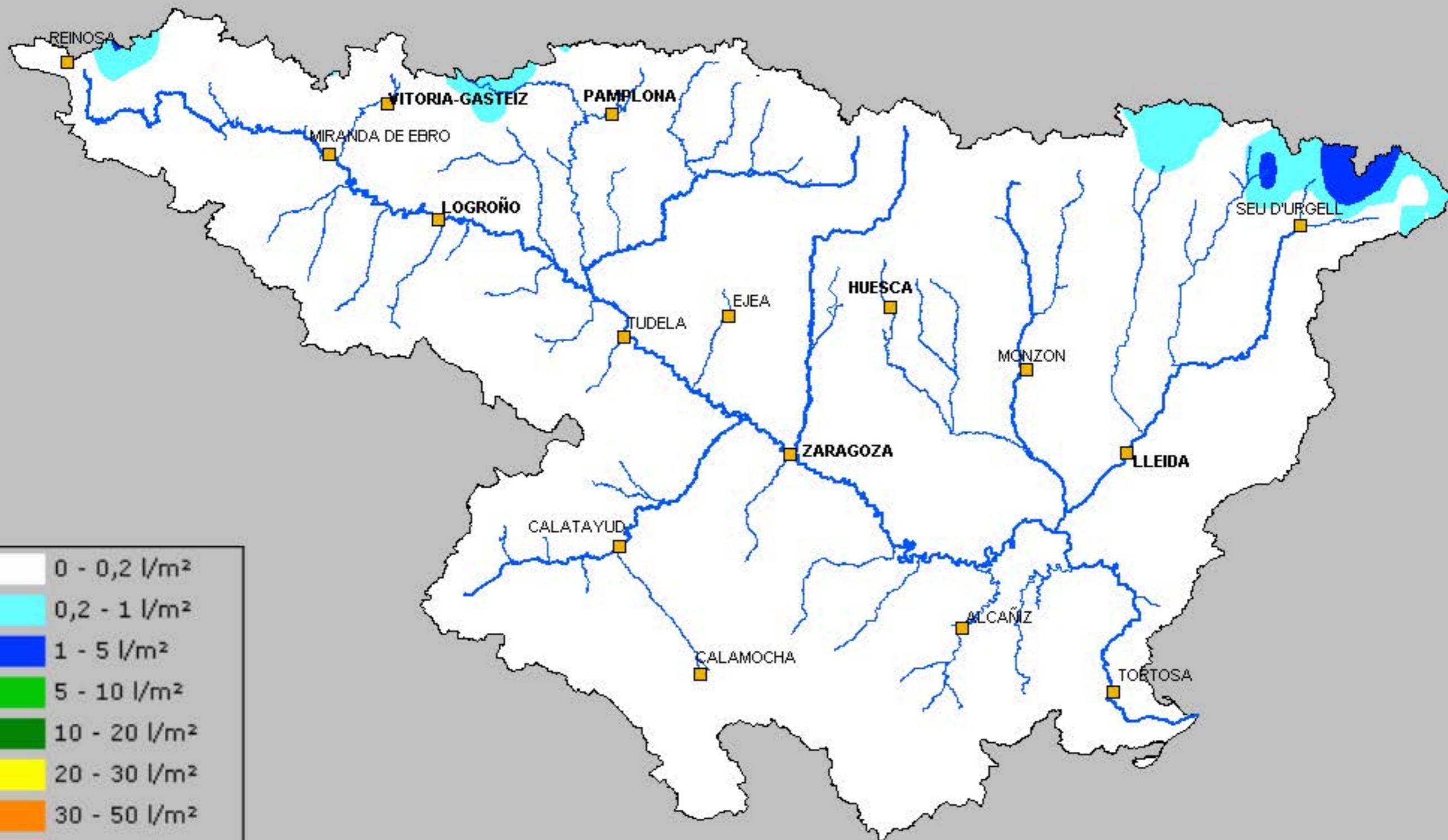
4 de Agosto 2018



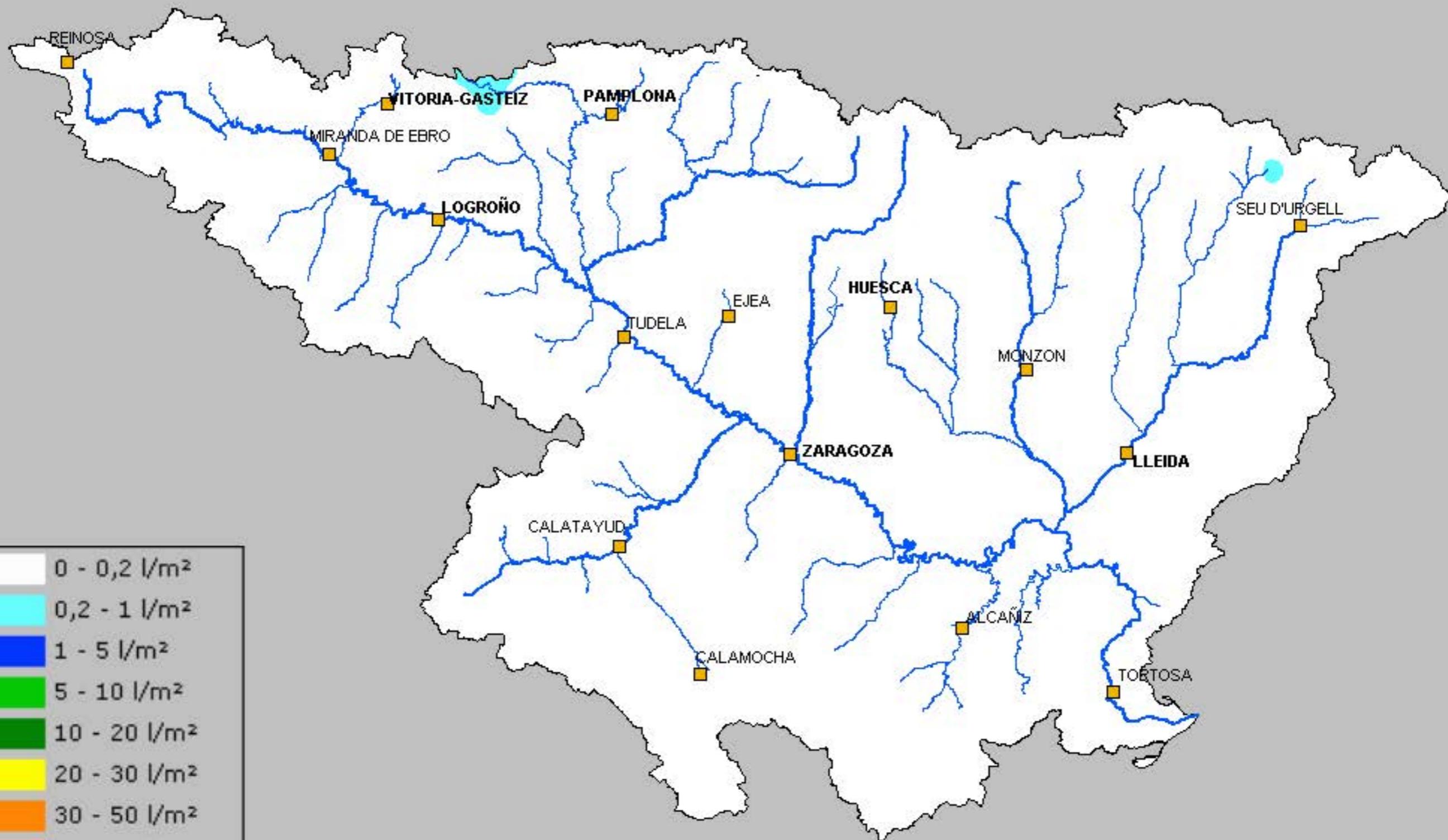
5 de Agosto 2018



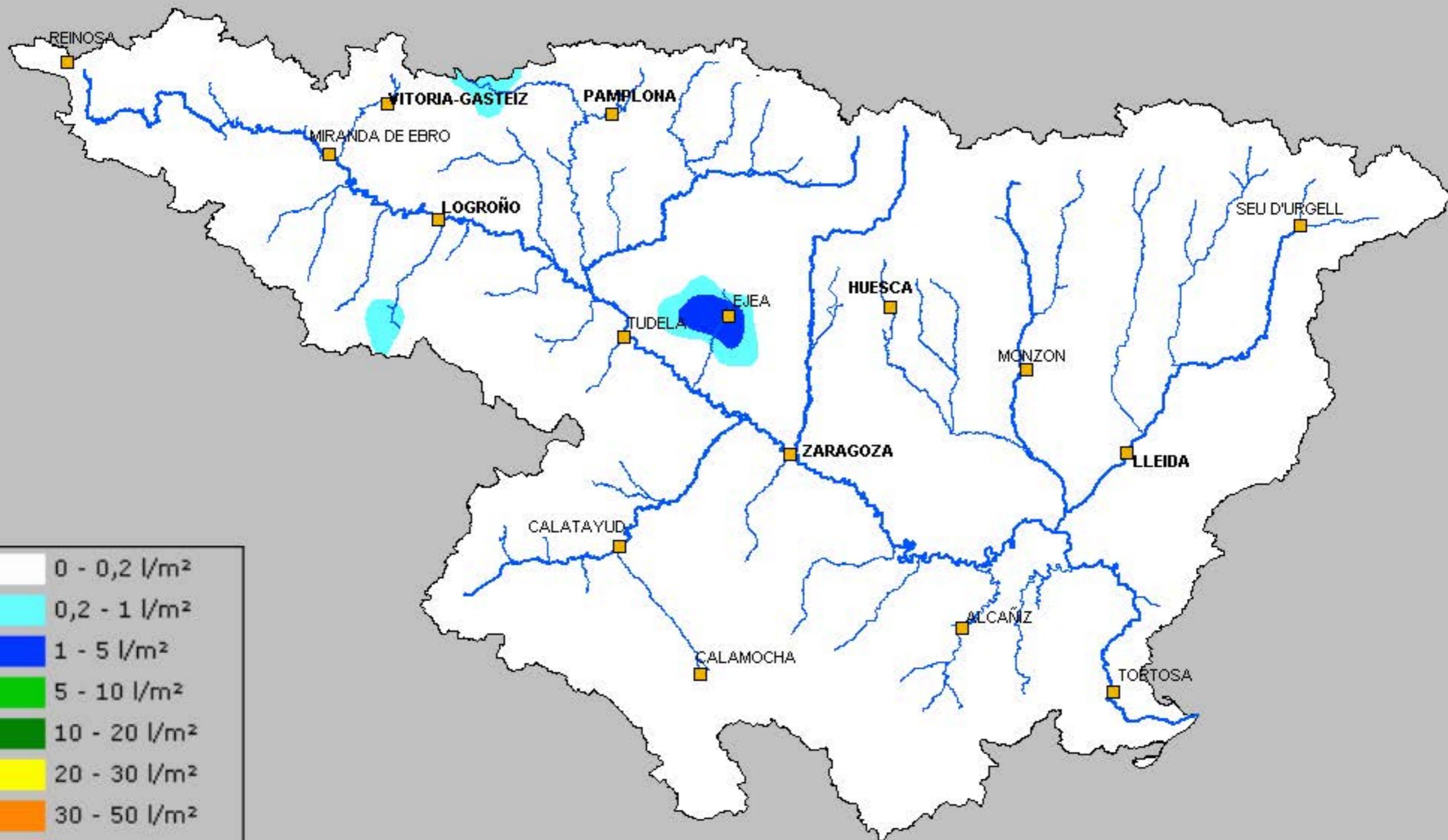
6 de Agosto 2018



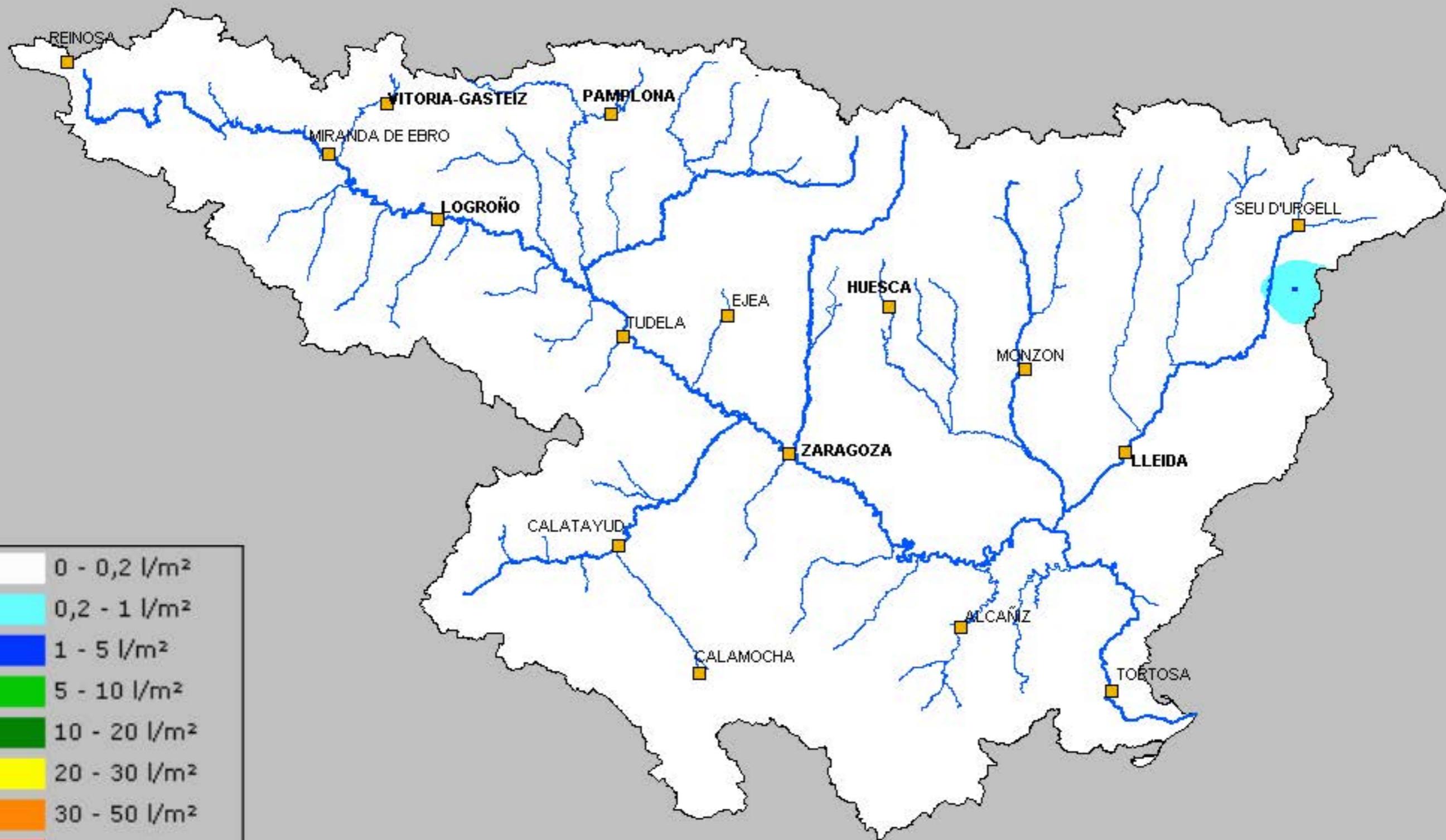
25 de Agosto 2018



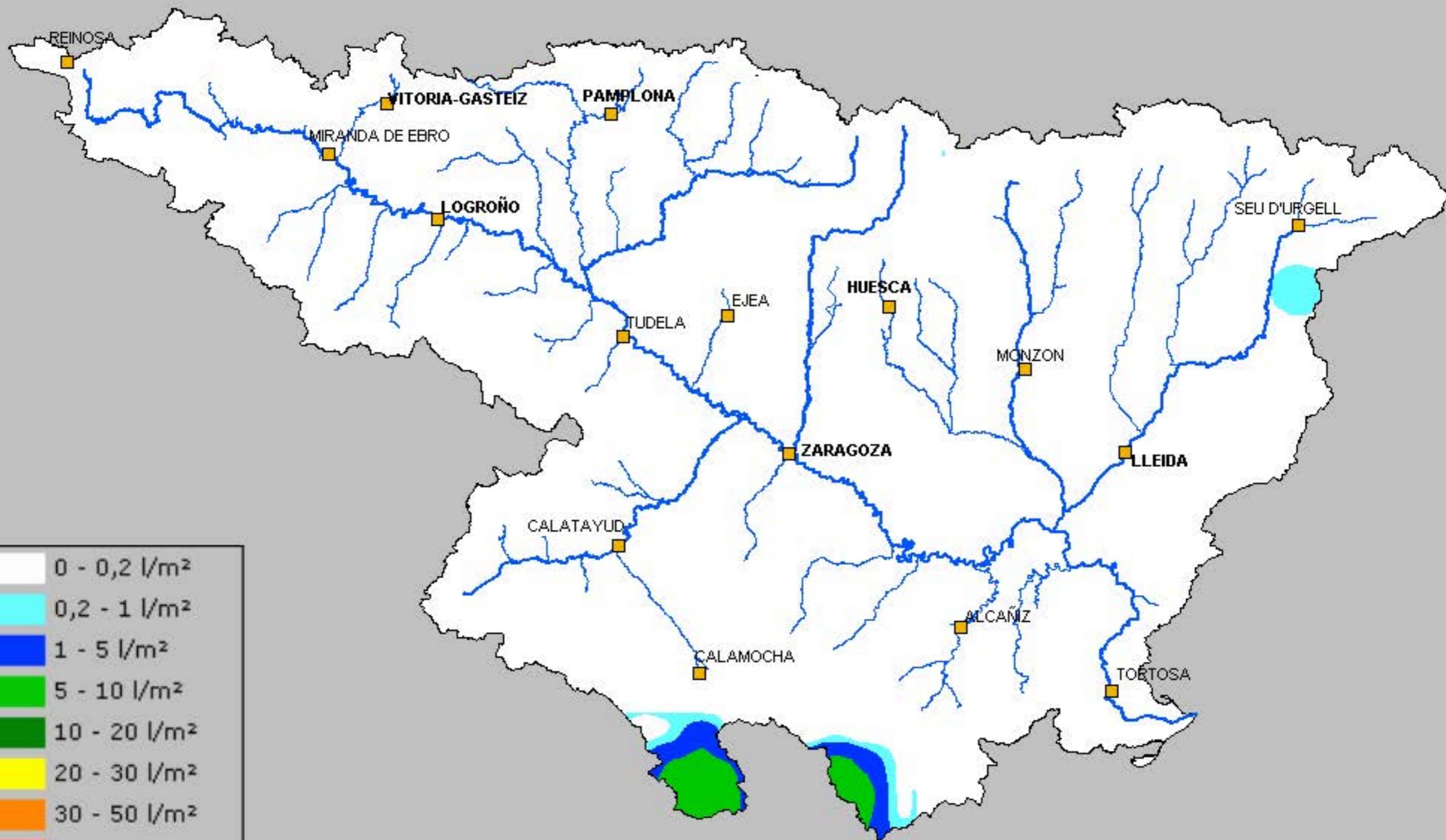
26 de Agosto 2018



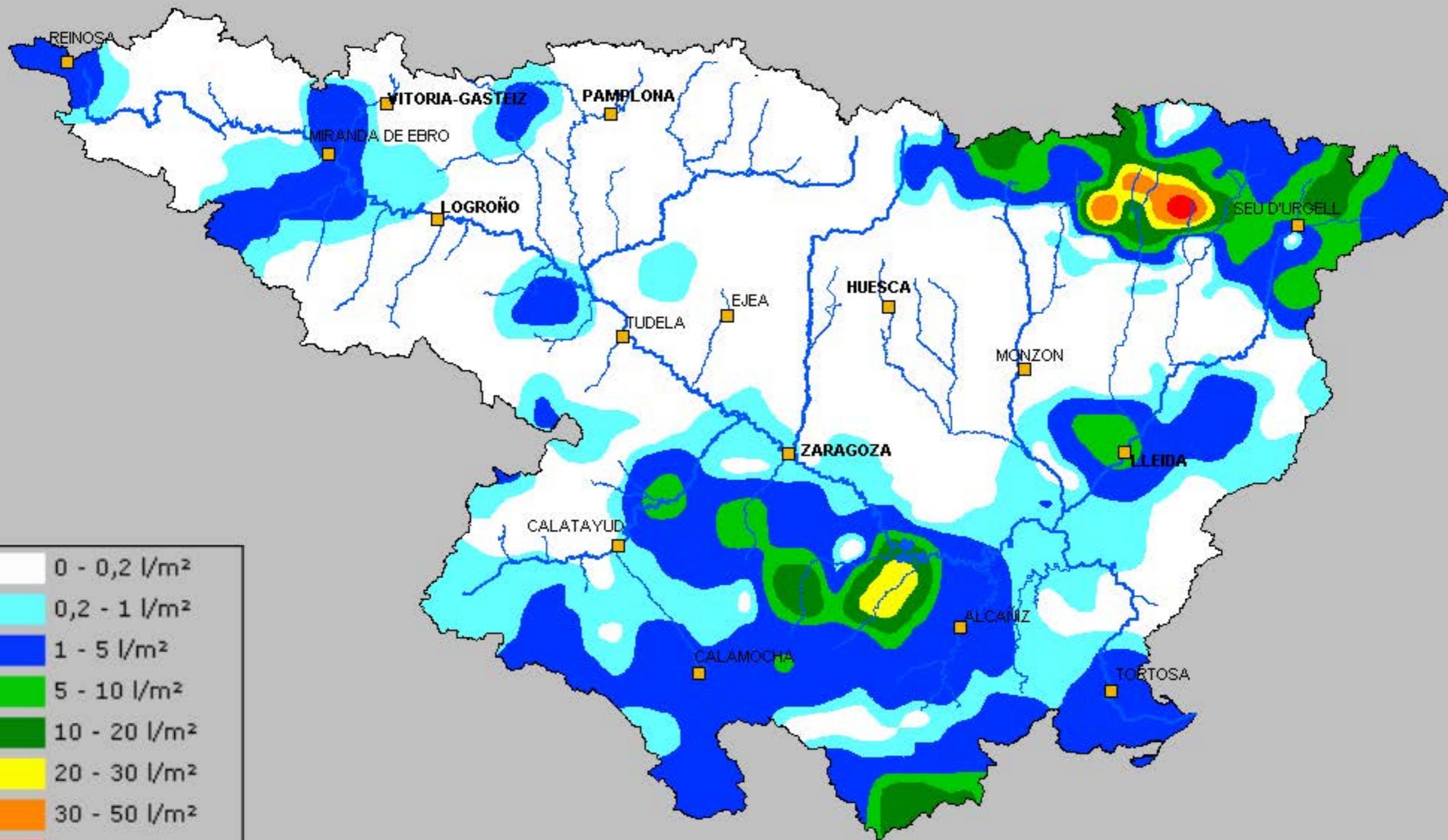
27 de Agosto 2018



1 de Septiembre 2018



2 de Septiembre 2018



3 de Septiembre 2018