

Universidad de Huelva

Departamento de Geodinámica y Paleontología



Modelización hidrológica del río Odiel : aplicación al estudio de la contaminación por drenaje ácido de minas

Memoria para optar al grado de doctora
presentada por:

Laura Galván González

Fecha de lectura: 14 de diciembre de 2011

Bajo la dirección de los doctores:

Manuel Olías Álvarez
Juan Carlos Cerón García
Rubén Fernández de Villarán San Juan

Huelva, 2012

ISBN: 978-84-15147-77-0

D.L.: H 48- 2012



**Modelización hidrológica del río Odiel.
Aplicación al estudio de la contaminación
por drenaje ácido de minas**

Laura Galván González

Tesis doctoral
2011



Universidad de Huelva



Departamento de Geodinámica y Paleontología

Tesis doctoral

Modelización hidrológica del río Odiel. Aplicación al estudio de la contaminación por drenaje ácido de minas

Memoria presentada por LAURA GALVÁN GONZÁLEZ, bajo la dirección del Dr. Manuel Olías Álvarez, del Dr. Juan Carlos Cerón García y del Dr. Rubén Fernández de Villarán San Juan, para obtener el título de DOCTOR.

Memoria realizada dentro del marco del Programa de Doctorado “Ingeniería Ambiental” del Dpto. de Física Aplicada, dentro de la línea de investigación “Hidroquímica y contaminación de aguas” de la que es responsable el Dpto. de Geodinámica y Paleontología.

La doctoranda,

LAURA GALVÁN GONZÁLEZ

Los directores de tesis,

Dr. Manuel Olías Álvarez

Juan Carlos Cerón García

Rubén Fernández de
Villarán San Juan

Huelva, diciembre de 2011

Este trabajo ha sido desarrollado principalmente gracias al convenio entre la Universidad de Huelva y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía titulado “Caracterización de la contaminación minera, tratamiento de efluentes ácidos de mina, modelización hidrológica de la cuenca del río Odiel y estudio de aportes a la ría de Huelva”. También ha contado con la financiación de los proyectos nacionales CTM2006-28148-E/TECNO (“Atenuación natural y tratamiento pasivo de drenajes ácidos de mina de la cuenca del río Odiel”) y CTM2007-66724-C02-02/TECNO (“El ciclo de los metales y su impacto en la calidad del agua en la cuenca del río Odiel”).

Por otro lado, para la confección de esta Tesis ha sido fundamental el disfrute de una Beca pre-Doctoral dentro del Programa de Formación del Personal Universitario (FPU) del Ministerio de Educación y Ciencia.

Parte del trabajo efectuado ha sido desarrollado en el Departamento de Hidroinformática del Instituto para la Educación del Agua, UNESCO-IHE (Delft, Países Bajos), para lo cual se contó con una ayuda del Ministerio de Educación y Ciencia dentro de la Beca FPU y del proyecto AQUAREHAB (60039082-UNESCO-IHE).

*A mis padres,
Alfonso y Lali.
A Manuel.*

Vivir en el mundo sin percatarse del significado del mismo es como deambular por una gran biblioteca sin tocar sus libros.

The Secret Teachings of All Age

AGRADECIMIENTOS

En estas líneas quiero expresar mi gratitud por el apoyo y la confianza que me han prestado de forma desinteresada todas las personas que han participado, directa e indirectamente, en el desarrollo de esta Tesis.

En primer lugar quiero agradecerles a mis Directores de Tesis su apoyo y su dedicación plena.

Al Dr. Manuel Olías Álvarez gracias por la oportunidad que me has dado de realizar este trabajo que tanto me gusta y apasiona, y por la confianza depositada en mí. Gracias por tu paciencia e importante labor como guía de este trabajo.

Al Dr. Juan Carlos Cerón García, gracias por tus aportaciones y sugerencias que han contribuido a mejorar notablemente esta memoria. Gracias por haber estado ahí cuando te he necesitado.

Al Dr. Rubén Fernández de Villarán que siempre me ha brindado su ayuda, especialmente en las dificultades que me han surgido durante la modelización hidrológica.

A todos los miembros del Departamento de Geodinámica y Paleontología de la Universidad de Huelva. Un reconocimiento especial a la Directora Mercedes Cantano Martín y a la Administrativa María Dolores Pérez, que me han ofrecido su ayuda en estos últimos meses.

A José Miguel Sánchez Pérez y M^a Teresa Condesso de Melo por haberme prestado parte de su tiempo y leer la Tesis, vuestros comentarios fueron un soplo de aire fresco.

A Rubén Fernández y JM Domingo Santos, gracias por la valiosa información edafológica facilitada.

A Ester Torres y al Dr. Carlos Ayora por la información aportada sobre los embalses del Sancho y del Olivargas.

A la Dra. Ann van Griensven y al Dr. Dimitri Solomatine por acogerme en el Departamento de Hidroinformática del UNESCO-IHE de Delft.

A mis amigos y compañeros de trabajo que me han acompañado en los buenos y en los malos momentos. En especial a Yolanda, Cinta y Joaquín que siempre han estado ahí. Gracias por vuestro cariño, apoyo y compañía; encontrarse en este camino con personas como vosotros hace que todo merezca la pena. A Manu Abad y Awi, por ayudarme a mantener la calma y por vuestros consejos en estos últimos meses.

A Tatiana, porque siempre me ha dado ese último empujón para hacer aquello que veía tan lejano y tan difícil de conseguir. Gracias por tus consejos, apoyo incondicional y amistad.

A Malena, Jorge, Dino, David, Bego, Mauri, Caro, Erica y Juliette porque fuisteis mi familia en Delft y ahora en la distancia sigo sintiendo vuestro apoyo.

A Margarita que me ha mandado sus buenas vibraciones para que todo salga bien.

A mis padres... os quiero, porque todo lo que he conseguido ha sido gracias a vuestro esfuerzo. A mi padre que ha venido al campo tantas veces, compartiendo así mi trabajo y formando parte de todo esto. A mi madre por su cariño, sus palabras de apoyo y ánimo, porque teniéndote a mi lado todo parece más fácil. A mi hermano porque aunque nos encontraremos con muchas piedras en el camino siempre nos tendremos el uno al otro.

A Manuel, por estar a mi lado. Gracias por tu comprensión, paciencia y cariño, esto no hubiera sido posible sin ti.

A todos ellos, gracias

Laura

RESUMEN

La cuenca del río Odiel transcurre en su mayor parte a través de la llamada Faja Pirítica Ibérica (FPI), una de las principales regiones metalogénicas del mundo, con unas reservas originales de sulfuros masivos del orden de 1700 millones de toneladas. Asociado a la explotación de estos yacimientos de sulfuros se origina un lixiviado ácido con altas concentraciones de elementos tóxicos y sulfatos, por el proceso denominado Drenaje Ácido de Minas (AMD: Acid Mine Drainage). Estos lixiviados producen la degradación de la mayor parte de la red fluvial del río Odiel.

Para evaluar la carga contaminante transportada por el río Odiel es necesario disponer de series de caudal continuas espacial y temporalmente. Por eso se realizó la modelización hidrológica del río Odiel durante el periodo 1980-2010, mediante el programa Soil and Water Assessment Tool (SWAT), a partir de información hidrológica, topográfica, edafológica, de usos del suelo y climatológica.

Se propone una nueva metodología para superar las limitaciones del modelo SWAT en el tratamiento de los datos de precipitación. De esta forma, se caracterizó más adecuadamente la precipitación orográfica en la cuenca, eliminando las grandes diferencias entre subcuencas vecinas, así como la distribución intraanual de la precipitación en la cuenca del río Odiel.

En primer lugar, se procedió a la simulación del caudal en la cuenca del río Meca, que se calibró y validó con las aportaciones diarias al embalse del Sancho. En este río se obtuvieron buenos ajustes durante los años húmedos, y no tan buenos para los años secos, debido principalmente a la escasa precisión en la medida de los aportes diarios al embalse del Sancho, en periodo de aguas bajas. El coeficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe fue de 0.89, que es considerado como muy bueno.

Las diferentes características hidrológicas de las subcuencas más septentrionales de la cuenca del río Odiel obligaron a realizar la modelización hidrológica de otros ríos y arroyos con similares características, situados fuera de la cuenca. Se seleccionó el río Múrtigas, que presentó mejores ajustes entre el caudal simulado y el observado. No obstante se debe resaltar la mala calidad de los datos de aforo disponibles, lo que dificultó en gran medida la

labor de calibración en este punto. Se lograron valores satisfactorios del coeficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe.

Por último, se realizó la simulación global de la cuenca del río Odiel, que se calibró y validó con los datos de aforo de la estación de Gibraleón. Las mayores diferencias entre el caudal observado y el simulado se produjeron durante el estiaje. A este respecto hay que señalar que la estación de aforo no dispone de un vertedero canalizado para aguas bajas. Tras la calibración y validación se obtuvo un valor muy bueno del coeficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe, aunque con una desviación de los volúmenes de escorrentía del 10%.

Asimismo, se controlaron mediante la instalación de data-loggers las condiciones hidroquímicas de distintos ríos y arroyos de la cuenca del río Odiel, de forma periódica y, en algunos casos, en continuo durante el año hidrológico 2009/10. También se han tenido en cuenta los datos analíticos de trabajos previos.

Ello ha permitido el cálculo de la carga contaminante a partir de las relaciones entre el caudal simulado y la concentración de elementos analizados. En los puntos en los que había instalados data-loggers, y han funcionado correctamente, se calculó la carga contaminante a partir de la conductividad eléctrica y los caudales medidos. Al comparar los resultados obtenidos, por ambas metodologías, se comprueba que las diferencias fueron inferiores al 10% para la mayoría de los elementos. Las relaciones establecidas con la conductividad eléctrica medida en continuo por el data-logger, permitió caracterizar la carga contaminante a nivel mensual.

También se ha estimado la concentración media de elementos en los embalses del Sancho y del Olivargas a partir de la carga contaminante aportada. El ajuste aceptable para los elementos conservativos entre la composición química calculada en los embalses y los datos analizados apoya la fiabilidad de las estimaciones.

De esta forma se ha obtenido que el río Odiel, justo antes de su desembocadura en la ría de Huelva, transportó para el año hidrológico 2009/10 cantidades enormes de elementos contaminantes como Al (18935 ton/año), Zn (5695 ton/año) y sulfatos (320775 ton/año). El principal aporte de contaminantes fue el arroyo Agrio (con aproximadamente un 50% del total), afectado por los lixiviados ácidos del Distrito Minero de Riotinto.

ABSTRACT

The Odiel river flows across the so called Iberian Pyrite Belt (IPB), one of the oldest and most famous polymetallic sulphide mining regions in the world. The IPB contains original reserves in the order of 1700 Mt. Mining activity in the IPB dates back to prehistoric times and though today there is almost no active mining, the pollution continues to generate. Acid mine drainage (AMD) is originated due to the oxidation of the polymetallic sulphides in the surface. It produces an acidic lixiviate which carries important amounts of sulphates and toxic elements. These leaches produce the degradation of the Odiel fluvial system.

Continuous temporal and spatial data series are needed in order to evaluate the pollutant load carried by the Odiel River. A hydrological modeling of the Odiel watershed for the period 1980-2010 has been developed using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) software that calculates the water budget using hydrologic, topographic, soil, land use and climate data as inputs.

A new methodology is proposed to overcome the SWAT model constraints during the rainfall data processing. The result was a better characterized orographic precipitation that eliminates the large differences between neighboring sub-basins as well as intra-annual distribution of precipitation in the Odiel River watershed.

Firstly, The Meca watershed was calibrated using the daily inputs obtained at Sancho reservoir. On this river, good adjustments were obtained during wet years, whereas the differences between observed and simulated flows in dry years were higher. The main reason is the poor accuracy in the measurement of the inputs to the reservoir during low water periods. The Nash and Sutcliffe efficiency coefficient was of 0.89, considered to be very good.

The northernmost sub-basins in the Odiel watershed with different hydrologic features had to be characterized using rivers and creeks located outside the watershed. From this, the Múrtigas River was selected as it showed the best fits between simulated and observed flow. However, the poor quality of the available flow data has to be pointed out as it influenced the model calibration. Satisfactory value of the Nash and Sutcliffe efficiency coefficient was obtained.

Finally, the Odiel River watershed modeling was carried out using for the calibration and validation steps the Gibraleón gauging station data. The largest differences between observed and simulated flow occurred during the dry season as the gauging station is not prepared for low water measuring. The results showed a flow overestimation of 10% and a good value of the Nash and Sutcliffe efficiency coefficient.

The hydrochemical conditions of several rivers and creeks in the Odiel River watershed were also controlled periodically and, in some cases, by installing data-loggers during the hydrological year 2009/10. The pollutant load was calculated using the relationship between the simulated flow and the analyzed element concentrations. Where data-loggers were installed, and operated correctly, the pollutant load was calculated using the electrical conductivity and the observed flow measurements. Differences in the results were less than 10% and the established relationships with the electrical conductivity measured continuously by the data-logger allowed characterizing the pollutant load on a monthly basis.

The mean element concentrations in the Sancho and Olivargas reservoirs were also calculated from the income pollutant load. The good enough fit between the calculated composition in the reservoirs and the analyzed data for the conservative elements, supported the reliability of the model estimations.

The results show that the Odiel River, before it flows into the estuary of Huelva, transported for the 2009/10 hydrological year large amounts of pollutant elements such as Al (18935 ton/year), Zn (5695 ton/year) and sulphates (320775 ton/year). The main contribution of pollutants (with approximately 50% of total) came from the Agrio Creek affected by the acid leaching of the Rio Tinto Mining District.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1. Antecedentes y objetivos	3
2. Zona de Estudio	4
2.1. Marco geográfico y contexto socioeconómico	5
2.2. Marco geológico	12
2.3. Contexto minero	15
3. El drenaje ácido de minas	18
3.1. Proceso de formación	18
3.2. Mecanismos de atenuación natural	20
4. Contaminación por drenaje ácido de mina en la cuenca del río Odiel	22
4.1. Subcuenca de la rivera del Olivargas	22
4.2. Subcuenca del río Oraque	24
4.3. Subcuenca del río Meca	26
4.4. Cuenca del río Odiel	27
5. Los SIG y la modelización hidrológica	29
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA	33
1. El modelo SWAT	35
1.1. Descripción	35
1.2. Escorrentía superficial	36
1.2.1. Método del número del curva del SCS	37
1.2.2. Caudal máximo de avenida (“peak runoff rate”) o caudal punta	38
1.2.3. Tiempo de concentración	38
1.2.4. Retraso (“lag”) de la escorrentía superficial	39
1.2.5. Tránsito de avenidas	40
1.2.6. Balance de agua en el cauce	42
1.3. Infiltración	42
1.4. Escorrentía subterránea	44
1.4.1. Acuífero superficial	45
1.4.2. Acuífero profundo	48

1.5. Evapotranspiración	49
1.5.1. Intercepción	50
1.5.2. Evapotranspiración potencial	50
1.5.3. Evapotranspiración real	51
1.6. Calibración y validación	54
1.6.1. Parámetros estadísticos	54
1.6.2. Calibración con SWAT-CUP	56
1.7. Aplicación del modelo SWAT	62
2. Adquisición de datos hidrológicos	67
2.1. Estación de aforo de Gibraleón	68
2.2. Estación de aforo de Sotiel	70
2.3. Aportes diarios al embalse del Sancho	70
2.4. Otras estaciones foronómicas	72
2.5. Aforos puntuales con molinete	74
3. Adquisición de datos hidroquímicos	75
3.1. Instalación de data-loggers	75
3.2. Toma de muestras	79
3.3. Parámetros físico-químicos	80
3.4. Análisis mediante cromatografía iónica	81
3.5. Análisis mediante ICP-OES	81
3.6. Determinación de la alcalinidad	82
4. Cálculo de la carga contaminante	83
CAPÍTULO III. CLIMATOLOGÍA	85
1. Introducción	87
2. Precipitaciones	87
2.1. Corrección y completado de las series de datos	87
2.2. Distribución espacial de la precipitación	92
2.3. Distribución temporal de la precipitación	93
3. Temperatura	97
3.1. Corrección y completado de las series de datos	97
3.2. Distribución espacial de la temperatura	101
3.3. Distribución temporal de la temperatura	102

4. Evapotranspiración potencial	104
4.1. Introducción	104
4.2. Métodos de cálculo de la evapotranspiración potencial	106
4.2.1. Método Penman	106
4.2.2. Método FAO Penman-Monteith	110
4.2.3. Método de Hargreaves	111
4.2.4. Método de Thornthwaite	112
4.2.5. Método de Turc	113
4.2.6. Método de Priestley-Taylor	113
4.3. Comparación de los valores obtenidos	113
5. Resumen	121
CAPÍTULO IV. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL	125
1. Descripción de la cuenca del río Odiel	127
2. Características morfométricas	129
2.1. Parámetros de forma	130
2.1.1. Índice de Gravelius o coeficiente de compacidad (k_c)	130
2.1.2. Factor de forma (R_f)	131
2.1.3. Razón de circularidad (R_c)	131
2.2. Parámetros de relieve	131
2.2.1. Curva hipsográfica	132
2.2.2. Rectángulo equivalente	134
2.2.3. Pendiente	136
2.3. Parámetros relativos a la red de drenaje	139
2.3.1. Perfil longitudinal	139
2.3.2. Pendiente media del cauce principal	139
2.3.3. Tiempo de concentración	140
2.3.4. Órdenes de los cursos de agua	141
2.4. Parámetros de intensidad fluvial	146
2.4.1. Densidad de drenaje (D_d)	146
2.4.2. Constante de mantenimiento (C_m)	146
2.4.3. Frecuencia de drenaje (F_d)	147
3. Caudales	147

4. Resumen	160
CAPÍTULO V. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA	163
1. Cuenca del río Meca	165
1.1. Datos de entrada	165
1.2. Calibración	170
1.3. Validación	177
1.4. Comparación de los métodos de cálculo de la ETP	180
2. Subcuencas del norte	183
2.1. Cabecera de los ríos Chanza y Arochete	183
2.1.1. Datos de entrada	183
2.1.2. Calibración	191
2.1.3. Validación	197
2.2. Cabecera de los ríos Múrtigas y Caliente	200
2.2.1. Datos de entrada	200
2.2.2. Calibración	208
2.2.3. Validación	212
3. Río Odiel	216
3.1. Datos de entrada	216
3.2. Análisis de la entrada por precipitación	221
3.2.1. Distribución espacial de la precipitación	221
3.2.2. Distribución temporal de la precipitación	228
3.3. Calibración	234
3.4. Validación	239
4. Resumen y conclusiones	243
CAPÍTULO VI. CÁLCULO DE LA CARGA CONTAMINANTE	247
1. Introducción	249
2. Aporte de elementos del río Meca	251
2.1. A partir de la conductividad eléctrica	253
2.2. A partir del caudal	265
2.3. Concentración media de elementos en el embalse del Sancho	270

3. Aporte de elementos al embalse del Olivargas	274
3.1. Aporte de elementos de la rivera del Olivargas	277
3.1.1. A partir de la conductividad eléctrica	277
3.1.2. A partir del caudal	289
3.2. Aporte de elementos del arroyo Los Peces	293
3.3. Aporte de elementos del barranco del Herrerito	302
3.4. Concentración media de elementos en el embalse del Olivargas	307
4. Aporte de elementos de la parte alta del río Odiel (Puente de los Cinco Ojos)	311
5. Aporte de elementos de la parte media del río Odiel (Sotiel)	317
6. Aporte de elementos del río Oraque	323
7. Aporte de elementos del río Odiel en Gibraleón	333
7.1. A partir de la conductividad eléctrica	333
7.2. A partir del caudal	341
8. Aporte de elementos en distintos puntos de la cuenca del río Odiel	351
8.1. Aporte de elementos de la cabecera del río Odiel	351
8.2. Aporte de elementos del río Odiel en el puente Santa Rosa	355
8.3. Aporte de elementos de la subcuenca de la rivera del Villar	356
8.4. Aporte de elementos de la subcuenca del río Oraque	360
9. Carga contaminante en la cuenca del río Odiel	363
10. Resumen y conclusiones	365
CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES	369
REFERENCIAS	381
ANEXOS	395
A1. Relación de Figuras	397
A2. Relación de Tablas	411
A3. Relación de artículos publicados relacionados con la temática de la Tesis	419

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se detallan los antecedentes y objetivos principales de la Tesis. Luego se define la zona de estudio, indicando el marco geográfico de la cuenca del río Odiel, y se expone información acerca de los municipios que la componen, de las actividades socioeconómicas y, en especial, de las demandas y usos del agua más significativos. A continuación, se describen las características más importantes de la geología de la zona, que en su mayor parte pertenece a la Faja Pirítica Ibérica (FPI), considerada una de las regiones metalogénicas más importantes del mundo. La historia de la minería en la FPI conforma una parte importante de este capítulo, que comenzó hace más de 5000 años y ha dejado 200 minas abiertas en diferentes épocas. De estos vestigios mineros surgen actualmente multitud de lixiviados ácidos, que contienen gran cantidad de metales tóxicos que contaminan la red hidrográfica del río Odiel. También se incluye un resumen de los ríos y arroyos afectados por drenaje ácido de minas en la cuenca del río Odiel, que muestra la gravedad de este problema en la cuenca. Otro aspecto importante de la Tesis es la modelización hidrológica para la obtención de caudales continuos espacial y temporalmente; por ello se hace un breve resumen sobre el uso de los Sistemas de Información Geográfica, que sirven de soporte a esta parte de la Hidrología.

1. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

La actividad minera desarrollada en la Faja Pirítica Ibérica a lo largo de la historia, especialmente, desde la segunda mitad del siglo XIX, ha dejado como herencia una gran cantidad de residuos mineros en la zona y, en especial, en las cuencas de los ríos Tinto y Odiel. La oxidación que sufren los sulfuros cuando están expuestos a condiciones atmosféricas, hace que se liberen metales tóxicos y acidez al medio, provocando la contaminación de los cursos fluviales.

El máximo exponente de este tipo de contaminación es el río Tinto, que ha sido objeto de numerosos estudios (Nieto *et al.*, 2007; Cánovas *et al.*, 2007; Cánovas, 2008; De La Torre *et al.*, 2010; Pérez-López *et al.*, 2011). El río Odiel tiene condiciones menos extremas; sin embargo, la longitud de los tramos afectados es muy superior a la del río Tinto y debido a su mayor caudal, supone el mayor aporte de contaminantes a la Ría de Huelva y al Golfo de Cádiz (Olías *et al.*, 2006).

En esta última década se han realizado varios trabajos sobre la contaminación por drenaje ácido de minas (AMD) del río Odiel (Sánchez España *et al.*, 2006; Olías *et al.*, 2004; Olías *et al.*, 2006; Cánovas *et al.*, 2007; Sarmiento *et al.*, 2009a; Grande *et al.*, 2010), y del impacto de los contaminantes transportados por los ríos Tinto y Odiel hasta el estuario de la Ría de Huelva (Blasco *et al.*, 2000; Cerón *et al.*, 2000; Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001; Borrego *et al.*, 2002; Grande *et al.*, 2003; López-González *et al.*, 2006; Nieto *et al.*, 2007; Carro *et al.*, 2011).

Además ha surgido en el campo de la astrobiología otro interés reciente en la cabecera del río Tinto, por la posible semejanza de estos ambientes ácidos con las condiciones del planeta Marte (Amils *et al.*, 2007; Fernández-Remolar *et al.*, 2004, 2005 y 2008).

En los años 90, la antigua Agencia de Medio Ambiente de Andalucía realizó varias experiencias en el río Odiel para intentar recuperar algunos tramos afectados del río, aunque sin resultados satisfactorios (Sáinz *et al.*, 2003). Como paso previo al diseño de las medidas de recuperación, se han iniciado en los últimos años varios proyectos de investigación auspiciados por diversos organismos (Unión Europea, Dirección General de Investigación Científica y Técnica del Ministerio de Educación y Ciencia, y Consejería de Medioambiente de la Junta de Andalucía) para caracterizar el grado de degradación por la

contaminación minera de los cursos de agua afectados, analizar los procesos que afectan a la movilidad y biodisponibilidad de los metales tóxicos y conocer los mecanismos de autodepuración natural que se producen.

La cuenca del río Odiel está poco regulada debido a la intensa contaminación por AMD. Uno de sus principales embalses es el Sancho (58 hm³), muy afectado por el drenaje ácido de minas y que presenta un valor de pH en torno a 4 (Sarmiento, 2007) que imposibilita su uso directo para cualquier actividad. La actividad productiva de la zona, tras el abandono de las labores mineras, se trasladó a la agricultura, para la cual son necesarios abundantes recursos hídricos de buena calidad. La previsión en el Plan Hidrológico Nacional de la construcción de varios embalses en la cuenca del río Odiel, como el de Alcolea, cuya construcción está prevista que se inicie en breve, hace necesario la elaboración de una metodología que permita estimar la carga contaminante que recibirán, y así evaluar la calidad final del agua embalsada (Galván *et al.* 2009; Olías *et al.* 2011).

Una limitación fundamental en este tipo de estudio ha sido la ausencia de datos de caudal, debido a la escasez de estaciones de aforo en la cuenca del río Odiel y al defectuoso funcionamiento de las existentes. También es necesario disponer de esta información para conocer la repercusión de las medidas de tratamiento de lixiviados ácidos, activas o pasivas, aplicadas aguas abajo de los puntos de vertido.

De este modo, el objetivo principal de este trabajo es la modelización hidrológica de la cuenca del río Odiel para obtener series de caudal continuas espacial y temporalmente, y que permitan la evaluación de la carga contaminante aportada por las principales zonas mineras de la cuenca.

2. ZONA DE ESTUDIO

El río Odiel tiene hasta su desembocadura una longitud de 140 km y una cuenca de drenaje de 2333 km². Sin embargo, en esta Tesis se considerará la cuenca del río Odiel hasta la estación de aforo de Gibraleón, con una superficie de 2064 km², pues a partir de este punto las características del río cambian completamente, formando un estuario con un complejo entramado de marismas (Fig. I.1).

2.1. MARCO GEOGRÁFICO Y CONTEXTO SOCIOECONÓMICO

La provincia de Huelva (Fig I.1), con una superficie de 10085 km², se incluye geográficamente en la llamada Andalucía Bética. Situada en el suroeste de España, limita al

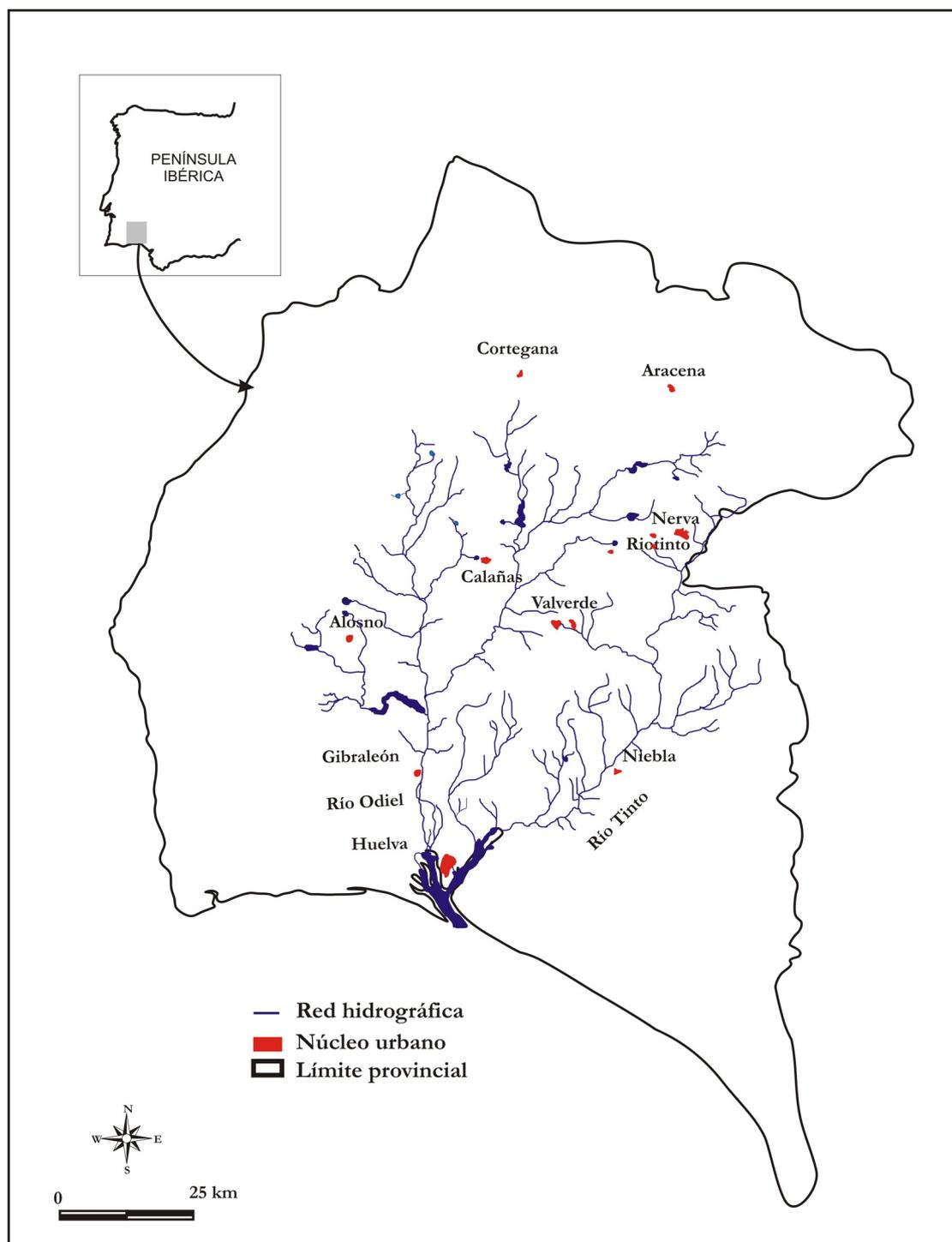


Figura I.1. Marco geográfico del río Odiel.

norte con la provincia de Badajoz, al este con la de Sevilla y Cádiz, al sur con el océano Atlántico y al oeste con Portugal. Las principales arterias fluviales de la provincia son los ríos Tinto y Odiel.

La cuenca del río Odiel está situada entre las cuencas del Guadiana Bajo y del Guadalquivir. Tras su nacimiento en la Sierra de Aracena discurre entre colinas de media altura, con dirección NE-SO hasta su confluencia con el río Oraque (Fig. I.2). A partir de aquí cambia su orientación a N-S, atravesando inicialmente una zona de pendientes muy suaves y dando lugar antes de su desembocadura en el Océano Atlántico a una extensa marisma, que posee varias figuras de protección a nivel autonómico e internacional.

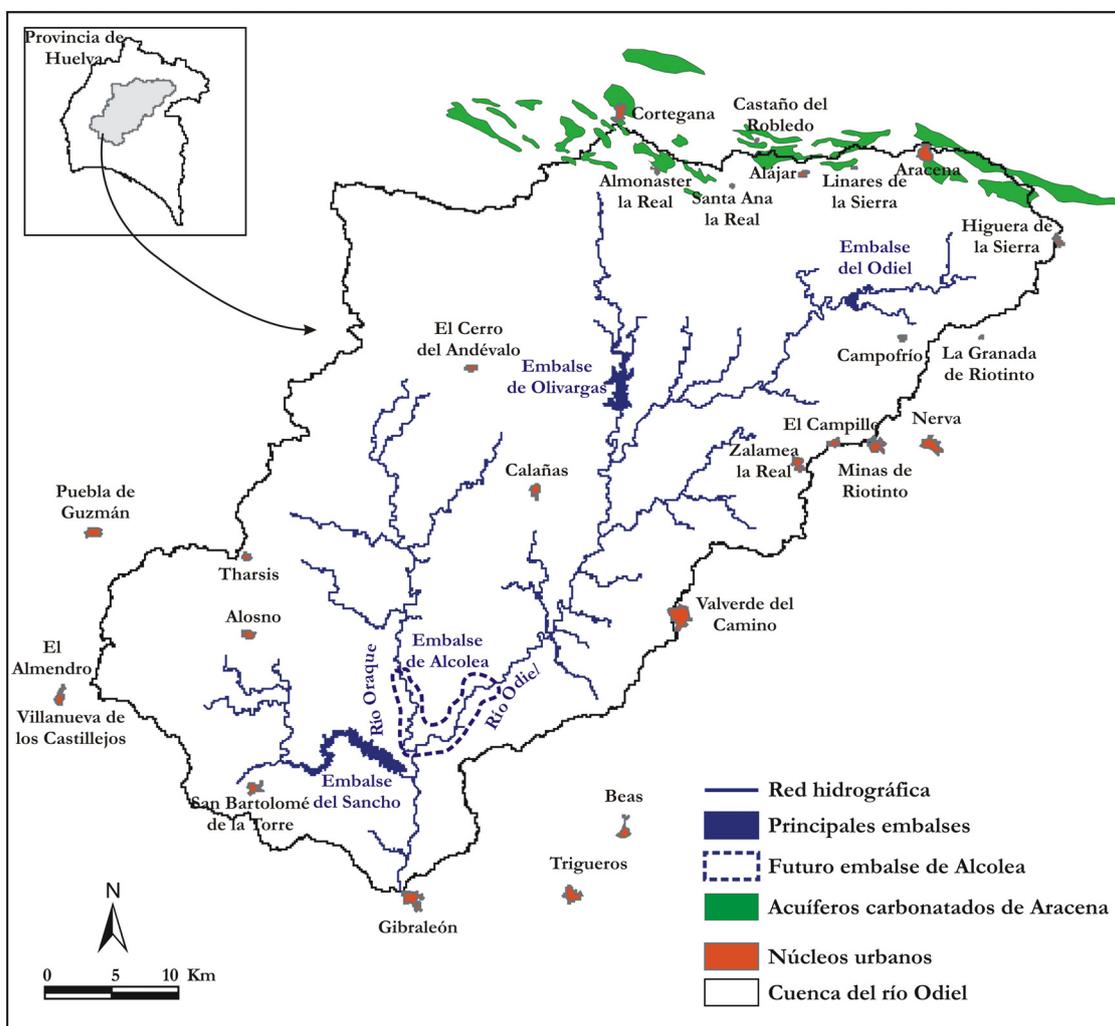


Figura I.2. Cuenca del río Odiel hasta Gibraleón.

La cuenca del río Odiel abarca total o parcialmente 24 de los 79 municipios que conforman la provincia de Huelva (Tabla I.1). Si se restringe a la cuenca vertiente hasta Gibraleón, los

municipios que pertenecen íntegramente a ella son: Alájar, Almonaster la Real, Calañas y Linares de la Sierra (Fig. I.2 y Tabla I.1). Los municipios que pertenecen parcialmente a la cuenca, y con sus principales núcleos de población en su interior son: Alosno, Aracena, El Campillo, Campofrío, El Cerro del Andévalo, Higuera de la Sierra, San Bartolomé de la Torre y Zalamea la Real (Fig. I.2). El resto de municipios pertenecen parcialmente a la cuenca pero el núcleo principal de población no está incluido en ella.

Tabla I.1. Municipios que pertenecen total o parcialmente a la cuenca del río Odiel
(www.diphuelva.es).

Término municipal	Superficie (km²)	Nº de habitantes	Densidad de población (hab/km²)
Alájar	41.4	811	20
El Almendro	171.2	845	5
Almonaster la Real	321.7	1831	6
Alosno	192.5	4409	23
Aracena	184.8	7351	40
Beas	114.4	4270	37
Calañas	283	4355	15
El Campillo	90.7	2237	25
Campofrío	47.7	799	17
Castaño del Robledo	12.9	216	17
El Cerro del Andévalo	286.7	2522	9
Cortegana	173.9	4977	29
Gibraleón	327.8	11794	36
La Granada de Río Tinto	44.4	223	5
Higuera de la Sierra	24	1392	58
Linares de la Sierra	29.1	321	11
Minas de Riotinto	23.7	4281	181
Nerva	55.2	5991	108
Puebla de Guzmán	60.6	10192	168
San Bartolomé de la Torre	56.7	3327	59
Trigueros	118.8	7396	62
Valverde del Camino	218.8	12621	58
Villanueva de los Castillejos	264.2	2769	11
Zalamea la Real	239.7	3477	14

El principal núcleo urbano de la cuenca es Aracena con 7351 habitantes, mientras que los de Alájar, Almonáster la Real, Campofrío, Higuera de la Sierra y Linares de la Sierra tienen una población menor de 2000 habitantes. Es decir, la cuenca del río Odiel hasta Gibraleón está muy poco habitada, con una densidad de población aproximada de 16 hab/km².

Tradicionalmente la mayoría de las poblaciones incluidas en la cuenca del río Odiel se dedicaron a la minería, existen numerosas minas abandonadas diseminadas por toda la

cuenca. La única mina de sulfuros actualmente en explotación es la de Aguas Teñidas, situada en el término municipal de Almonaster la Real, justo por encima del embalse del Olivargas.

Con el declive de la minería, las actividades económicas en la cuenca del río Odiel se han ido centrando en la agricultura, especialmente en cultivos de frutales (sobre todo cítricos) y, en menor medida, olivar, vid, cereales, leguminosas, fresa y frambuesa. También es importante el aprovechamiento del terreno forestal mediante la extracción de corcho, la castaña y las maderas de pino y eucalipto. Junto con la agricultura también han existido tradicionalmente actividades ganaderas (cerdo ibérico, ganado caprino, lanar y vacuno e incluso de lidia).

El sector industrial está representado por pequeñas y medianas empresas dedicadas en gran parte a la cría del cerdo ibérico y sus derivados cárnicos, y también a la elaboración de derivados cítricos.

Conviene destacar el progresivo crecimiento del turismo rural, especialmente en los municipios pertenecientes al Parque Natural Sierra de Aracena y Picos de Aroche, y que está modificando la estructura económica tradicional de la zona, cuya base era eminentemente rural y basada en el aprovechamiento de los recursos naturales. También es importante la actividad cinegética en la parte central de la cuenca en la comarca del Andévalo.

Los usos del agua más significativos en la cuenca del río Odiel son:

- Abastecimiento de población o urbano: incluye el uso doméstico, público y comercial, así como las industrias de pequeño consumo conectadas a la red.
- Regadíos y usos agrarios
- Usos industriales

Recientemente, la Agencia Andaluza del Agua ha publicado el nuevo Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las cuencas de los ríos Tinto, Odiel y Piedras (a partir de ahora DHTOP). Pese a que la mayoría de los datos estarán referidos al conjunto de la DHTOP, ya que no es posible separar la cuenca del río Odiel del resto, sirven de

orientación de cómo se distribuyen los recursos hídricos en la cuenca. A continuación se describen detalladamente cada uno de estos usos:

Uso para abastecimiento urbano

En la Tabla I.2 se recoge la dotación media en litros por habitante y día para uso doméstico y urbano de la DHTOP. La demanda urbana incluye, además del uso doméstico, el abastecimiento a servicios públicos locales e institucionales y para comercios e industrias conectadas a la red municipal de suministro. Los núcleos de población en la cuenca se sitúan en los rangos de menos de 2000 y entre 2000 y 10000 habitantes.

Tabla I.2. Demandas de agua de uso doméstico y urbano en 2005. Fuente: Agencia Andaluza del Agua.

Población municipio	Dotación media L/hab día	
	Uso doméstico	Uso urbano
< 2000	220	449
2000 - 10000	224	373
10000 - 50000	213	349
> 50000	219	277

A nivel de la DHTOP el consumo comercial e industrial alcanza el 20% del total del uso del agua para el abastecimiento urbano, un 5% para los servicios públicos, otros consumos un 5% y usos domésticos un 70% (Fig. I.3).

Distribución por usos del agua registrada

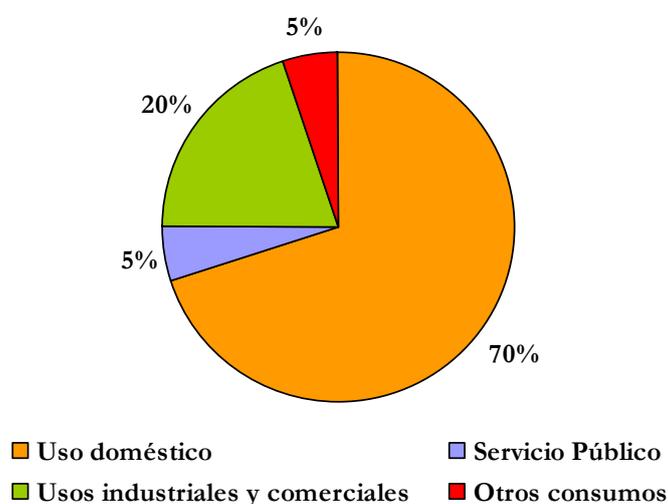


Figura I.3. Distribución del uso urbano (Agencia Andaluza del Agua, 2011)

Regadíos y usos agrarios

La demanda agraria comprende la demanda agrícola y ganadera. En la demarcación de las cuencas del los ríos Tinto, Odiel y Piedras el volumen bruto de agua utilizada para riego es de 188 hm³/año, del cual un 78% procede de aguas superficiales y un 22% de aguas subterráneas. En la DHTOP el regadío utiliza el 65% del agua suministrada.

En concreto, en la cuenca del río Odiel se encuentran parte de las unidades agrarias del Andévalo, Andévalo fronterizo y Sur Andévalo, todas suponen una superficie total de regadío de 9000 ha y una demanda bruta de 49 hm³/año (sólo una pequeña parte de esta superficie está en la cuenca del río Odiel). Esta demanda se satisface fundamentalmente a partir del embalse del Andévalo y del sistema Piedra-Chanza, ambos situados fuera de la cuenca del río Odiel.

La demanda ganadera en las comarcas de la Sierra, Andévalo Occidental y Oriental, incluidas en la cuenca del río Odiel, es de 1.12 hm³.

Usos industriales y otros usos

En términos económicos, las principales actividades industriales desarrolladas en la DHTOP son la industria química, la metalurgia, productos metálicos y alimentos; le sigue el sector de las pequeñas empresas manufactureras (alimentación, bebidas y tabaco, papel, edición y artes gráficas) y a continuación otros productos minerales no metálicos.

En la DHTOP se estima que el volumen de agua suministrada a la industria es de 49 hm³; de éstos, 24 hm³ corresponden a la concesión del embalse del Sancho para el proceso productivo de ENCE (aunque según los datos facilitados por esta empresa el consumo medio anual es de unos 17 hm³) y 0.7 hm³ de las Minas de Aguas Teñidas que se extraen del embalse del Olivargas (sólo desde hace dos años), ambos dentro de la cuenca del río Odiel (Fig. I.2). Por otro lado, se destinan 6 hm³ a industrias conectadas a la red de abastecimiento urbano y 21 hm³ al Polo Químico suministrados desde el Sistema Chanza-Piedras.

En la DHTOP también existen dos centrales térmicas de ciclo combinado con una potencia total instalada de 4400 MW. El consumo de agua generado por ambas centrales asciende a unos 236 hm³/año; de ellos el 1% corresponde a la central de Palos de la Frontera y el resto a la instalación Cristóbal Colón de Huelva. En su mayoría este agua es tomada directamente de la ría de Huelva, con un coeficiente de retorno al medio del 92%.

En el río Odiel no existen embalses destinados a usos múltiples: con central hidroeléctrica, o con autorización para uso recreativo de navegación. El único campo de Golf existente en la cuenca del río Odiel es el Club de Golf Corta Atalaya, en Minas de Riotinto (situado sobre la divisoria de aguas con el río Tinto), y el cual requiere un volumen medio de 0.2 hm³/año.

En cuanto a las aguas subterráneas, en el límite de la cuenca del río Odiel con la cuenca del río Guadiana, al norte de la provincia de Huelva, se encuentran los afloramientos del acuífero carbonatado de la Sierra de Huelva (código 440.001). Este acuífero comprende los municipios de Almonaster la Real, Santa Ana la Real, Alájar, Linares de la Sierra, Aracena e Higueruela de la Sierra, y tiene una extensión de 63.3 km² (Fig. I.2). Las extracciones son de 15 hm³/año frente a unos recursos disponibles de 17.2 hm³/año. No obstante, la mayor parte de los afloramientos y captaciones de este sistema acuífero se localizan en la Demarcación Hidrográfica del río Guadiana.

A excepción de la localidad de Calañas que se abastece del embalse del Olivargas con un volumen anual de 0.74 hm³, y de los municipios anteriormente citados que se abastecen del acuífero de Aracena, la mayoría de los municipios componentes de la cuenca del río Odiel reciben el agua para uso urbano de la cuenca del Chanza, perteneciente a la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. Se estima que, en la actualidad, podrían derivarse unos 225 hm³/año a la DHTOP fundamentalmente para el suministro de la ciudad de Huelva, el Polo Químico y la zona costera.

Los municipios de Campofrío, El Campillo, La Granada de Riotinto, Minas de Riotinto, Valverde del Camino y Zalamea la Real, toman agua del embalse Jarrama con 43 hm³ de capacidad de almacenamiento, situado en la cuenca del río Tinto. A través de la Estación de Tratamiento de Agua Potable de Riotinto se deriva un volumen anual de 2 hm³.

Además para satisfacer la creciente demanda para uso agrario el Plan Hidrológico de la DHTOP contempla la construcción del embalse de Alcolea, que se sitúa inmediatamente aguas abajo de la confluencia de los ríos Odiel y Oraque, y que cuya capacidad será de 246 hm³ (Fig. I.2).

2.2. MARCO GEOLÓGICO

Los materiales de la cuenca de drenaje del río Odiel pertenecen fundamentalmente al Macizo Varisco de la meseta ibérica. Según las unidades geoestructurales propuestas por Julivert *et al.* (1974), las rocas sobre las que se sitúa la cuenca del río Odiel se encuentran ubicadas fundamentalmente en la Zona Sudportuguesa (ZSP), que abarca el Andévalo y gran parte de la Sierra de Huelva. En su parte más septentrional drena terrenos pertenecientes a la Zona de Ossa-Morena (ZOM), mientras que en su tramo bajo, antes de su desembocadura en el Océano Atlántico, afloran materiales pertenecientes a la Depresión del Guadalquivir.

La ZOM con una gran complejidad estructural y diversidad petrológica, es una de las zonas menos conocidas del Macizo Varisco. Está limitada por importantes accidentes tectónicos resultantes de los últimos episodios deformacionales de la orogenia Varisca. Las rocas que la componen tienen una edad comprendida entre el Precámbrico y el Carbonífero, entre los cuales se encuentran emplazados numerosos cuerpos magmáticos. La ZOM está compartimentada por una densa red de fracturas y zonas de cizalla, configurando bandas alargadas según la dirección de la estructura Varisca (ONO-ESE), en las que afloran rocas afectadas por un metamorfismo de grado variable.

Estos accidentes tectónicos se han utilizado para diferenciar los dominios que componen la ZOM, entre los que se encuentra la Banda Metamórfica de Aracena (Crespo-Blanc, 2004), que se extiende por el norte de la provincia de Huelva (Fig. I.4). La sucesión litoestratigráfica sintética de esta banda está constituida, de muro a techo, por: a) gneises aluminicos y migmatitas con cuarcitas, b) mármoles y rocas calcosilicatadas, y c) leucogneises, granulitas básicas, anfibolitas, esquistos metapelíticos y niveles marmóreos.

La parte más septentrional, fundamentalmente de facies de esquistos verdes, posee una sucesión litoestratigráfica sintética que de muro a techo está constituida por: a) una

secuencia metapelítica oscura que incluye esquistos negros y escasas cuarcitas, b) mármoles dolomíticos y rocas calcosilicatadas, atribuidas al Cámbrico Inferior, y c) una alternancia de rocas metavolcánicas, principalmente metatobas de composición ácida e intermedia con escasas intercalaciones carbonatadas.

Desde el punto de vista metalogénico, en esta zona existen pequeñas mineralizaciones de plomo y plata ligadas a estratos de calizas marmóreas y depósitos vulcanosedimentarios de Cu y Zn, algunos de los cuales están dentro de la cuenca de drenaje del río Odiel (ITGE, 1989).

La ZSP representa la zona meridional externa del Macizo Varisco (Fig. I.4). Se extiende desde el suroeste de Portugal hasta la Sierra Norte de Sevilla. Se diferencian tres dominios con características litológicas, estructurales y paleogeográficas diferentes. De norte a sur son: Dominio de Pulo do Lobo, la Faja Pirítica Ibérica (FPI), y Dominio SO Portugués (Moreno y González, 2004). La FPI, es una provincia metalogénica de primer orden por sus enormes reservas de sulfuros masivos, y constituye el dominio central y el más amplio dentro de la ZSP (Fig. I.4); está constituida por rocas ígneas y sedimentarias de edad Paleozoico Superior (Devónico Medio-Carbonífero Superior). Es una banda de aproximadamente 230 km de largo por 50 km de ancho que contiene una gran cantidad de yacimientos de piritita y sulfuros polimetálicos (Franklin *et al.*, 1981); además de sulfuros masivos tiene numerosas mineralizaciones singénicas de manganeso y filones hidrotermales de Cu, Pb, Zn, Sb, fluorita y barita (Sáez *et al.*, 1996).

La serie estratigráfica regional de la FPI incluye tres unidades de características litológicas diferentes (Schermerhorn, 1971). La unidad inferior o unidad PQ (Grupo filítico-cuarcítico), se estima que tienen una potencia de 2000 m (Strauss, 1970); consiste en una alternancia monótona de pizarras y filitas intercaladas por niveles centimétricos de areniscas cuarzosas, que se agrupan en ocasiones para formar tramos lutíticos-arenosos de carácter métrico, rompiendo la monotonía de la serie pizarrosa (Moreno y González, 2004). Su edad es Devónico, llegando las secciones más recientes al Fameniense Superior (Schermerhorn, 1971).

Por encima de ella se sitúa el Complejo Vulcano-Sedimentario (CVS), que es la unidad más interesante desde el punto de vista metalogénico y minero; la edad de este complejo es

Carbonífero Inferior. Su potencia es variable, oscilando entre 50 y 750 m (Schermerhorn, 1971), llegando en algunas ocasiones a sobrepasar los 1000 m de potencia; y en algunas zonas se acuña lateralmente hasta desaparecer. Está formada por una sucesión de pizarras y rocas volcanoclásticas, y en la que se interdigitan cuerpos de rocas félsicas y máficas de composiciones diversas, así como depósitos de sulfuros masivos.

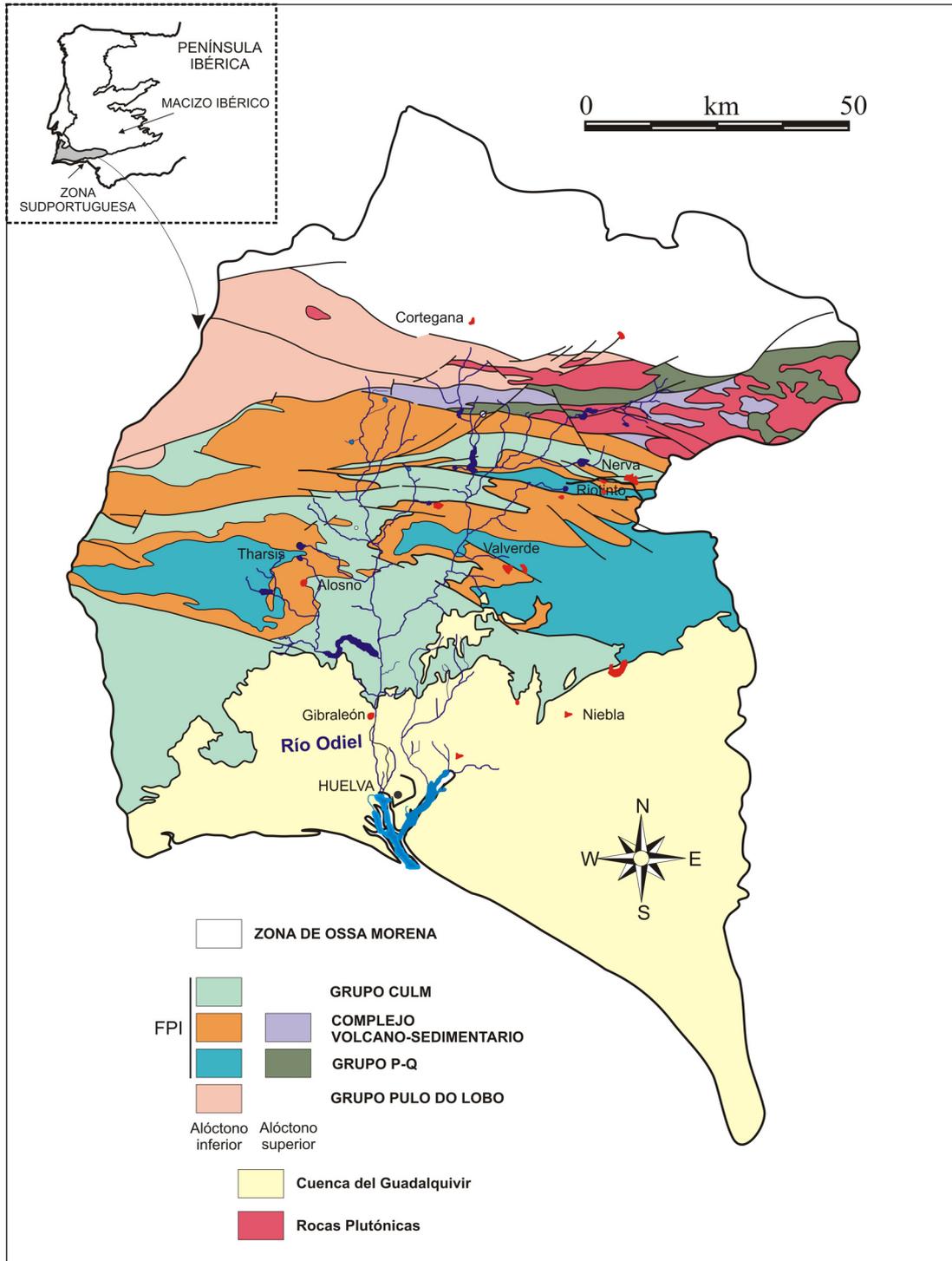


Figura I.4. Esquema geológico de la cuenca del río Odiel (Modificado de Alonso *et al.*, 1999).

Un nivel guía situado muy cerca del techo de esta unidad son las Pizarras Moradas. La serie culmina con la unidad de Sedimentos Sinorogénicos (Grupo Culm), datada como Carbonífero y formada por pizarras, areniscas y conglomerados.

La parte sur de la cuenca del río Odiel discurre por el sector occidental de la Cuenca del río Guadalquivir (Fig. I.4), cuyos terrenos son de composición siliciclástica y carbonatada (Baceta y Pendón, 1999).

2.3. CONTEXTO MINERO

Como se ha expuesto anteriormente, el río Odiel drena en su mayor parte materiales de la FPI, una de las regiones metalogénicas más importantes del mundo con unas reservas originales de sulfuros del orden de 1700 millones de toneladas (Sáez *et al*, 1999).

La contaminación actual por lixiviados ácidos de mina en la cuenca del río Odiel se debe a los residuos dejados a lo largo de 5000 años de historia de la minería y, en especial, en los últimos 150 años. Por ello, se realiza a continuación un resumen de la historia de la minería en la FPI.

Las primeras explotaciones minero-metálicas se remontan al periodo Calcolítico (2500 a.C.), en el que la extracción debía realizarse a partir de afloramientos superficiales de óxidos y carbonatos de Cu, Fe y Mn, que no exigían grandes obras de excavación ni profundas galerías subterráneas (Nocete y Linares, 1999). Desde entonces se suceden periodos de actividad y de abandono. Por estas minas han pasado Tartessos, Fenicios y Cartagineses, que basaron su economía en la extracción y comercialización de metales (Au, Ag, Cu, etc).

En la época romana, entre el siglo III a.C. y el siglo V d.C., la minería sufrió un gran desarrollo tecnológico que hizo posible la explotación de los yacimientos a una escala no conocida hasta entonces. El resultado de la intensa explotación romana se estima en más de 20 millones de toneladas de escorias, de las que casi un 80% se encontraban en Riotinto, un 20% en Tharsis y pequeñas cantidades repartidas por otras minas de menor entidad. Se ha calculado que estas escorias proceden de la fundición de unos 30 millones de toneladas de mineral, el 90% de las cuales se extrajeron en época romana (Flores Caballero, 1988). Casi

todas las minas explotadas en la FPI durante los dos últimos siglos mostraban indicios de haber sido trabajadas en tiempos romanos (Pinedo Vara, 1963).

Tras el siglo V d.C. se sucede la época de inactividad visigoda y árabe, que sumió a la minería de Huelva en una paralización total por espacio de cuatro siglos y medio, y en la que sólo se aprovecharon algunas minas abandonadas por los romanos.

A principios del siglo XIX España sufrió una grave crisis económica debido a la Guerra de Independencia y a la pérdida paulatina de las colonias americanas. Por el contrario en Europa hubo un florecimiento del comercio y de la industria e Inglaterra estaba en el apogeo de la construcción de su imperio. El establecimiento de compañías inglesas en ultramar permitió al país ocupar posiciones de privilegio en el mercado internacional a través del cobre y del ácido sulfúrico. El cobre pasó de estar ligado exclusivamente a la industria bélica, a tener múltiples aplicaciones en la nueva industria eléctrica por sus excelentes propiedades conductoras. A partir de 1821, la producción mundial por década de este metal se incrementó en un 30% (Flores Caballero, 1983).

La minería del suroeste de España recibió el impulso definitivo a mediados del siglo XIX con el fuerte crecimiento de la industria química, principal consumidora de azufre. Hasta entonces se utilizaba azufre nativo y fue a partir de la posibilidad de utilizar la pirita para fabricar el ácido sulfúrico cuando comenzó la producción industrial de piritas inglesas e irlandesas, con una ley media del 35% en azufre. Pero debido a que las piritas de España poseen leyes superiores al 45% en azufre, éstas se convirtieron en el objetivo de las empresas químicas.

A partir de 1855 comenzaron las explotaciones de pirita, y en apenas 10 años la capital onubense se situó en el cuarto lugar de los puertos españoles por tráfico marítimo y avanzado el siglo alcanzaría el segundo puesto. Hacia 1858 se empezaron a aprovechar los metales contenidos en las cenizas de pirita, lo que sirvió de aliciente a nuevos inversores y provocó una auténtica revolución industrial. A partir de entonces se aceleró la introducción de la gran minería.

Con la venta de las minas a la Riotinto Company Limited (1873) se produjo el cambio al sistema de extracción mediante cortas a cielo abierto; además se construyeron numerosas

líneas de ferrocarril para abaratar los costes de transportes y se consolidó un mercado de ventas bien organizado. Durante todo este tiempo paralelo a la intensificación de las explotaciones, el proceso de alteración de la cuenca prosiguió a un ritmo creciente.

El precio del cobre aumentó debido a la guerra ruso-japonesa de 1906 a 1907, esta situación se prolongó durante las dos primeras décadas del siglo XX y generó sustanciosos beneficios, de manera que la producción anual de piritas españolas supuso entre el 50 y el 60% del total mundial (Carrasco Martiáñez, 2000).

La década de los años treinta fue particularmente conflictiva en España y culminó con la Guerra Civil. La recuperación de las minas de la Faja Pirítica Ibérica, que estaban en manos extranjeras, se convirtió en un objetivo primordial para los sucesivos gobiernos de la dictadura. Durante el conflicto se requisó el 50% del valor de la producción de Riotinto, y el fin de la 2ª Guerra Mundial impulsó la reconstrucción europea y se disparó la demanda de materias primas.

En la década de los 50 debido a la escasez de azufre se produce una revitalización del mercado internacional de la pirita. En Huelva, esta nueva etapa produjo la construcción, en 1964, en terrenos cercanos a la capital, del actual Polo Químico. En 1970 se trasladó allí la fundición de cobre y la fábrica de ácido de Riotinto.

A principio de los años 80 la crisis energética mundial, la entrada en el mercado de nuevos materiales tales como el aluminio o la fibra óptica y el reciclaje fueron la causa de un receso en la demanda del cobre, dando origen a la gran crisis de la minería que desencadenó una sucesión de cierres de explotaciones. En el año 2001 cesó la actividad de la última mina española de sulfuros de la FPI.

Actualmente, el aumento del precio de las materias primas, causado especialmente por la entrada de China e India en el mercado de consumo, ha hecho que se replantee la viabilidad económica de la minería metálica. Así, además de las minas portuguesas, en la Faja Pirítica Ibérica existen dos nuevas minas de sulfuros en explotación: Cobre-Las Cruces (Sevilla) y Aguas Teñidas (Huelva). Otras como las de Lomero-Poyatos, la Zarza y Minas de Riotinto están realizando actuaciones para el inicio de la explotación.

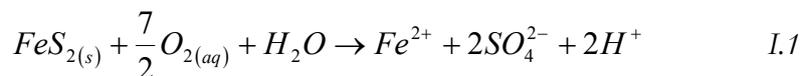
Esta intensa actividad minera desde épocas históricas ha dejado como herencia una gran cantidad de residuos repartidos por la cuenca del río Odiel: escombreras, restos de fundición, cenizas, apilamiento de minerales de baja ley, montañas de cementación del mineral (morrongos), kilómetros de galerías excavadas, etc. Las aguas procedentes de las precipitaciones se contaminan al entrar en contacto con los materiales piríticos. Además los vertederos de estériles, morrongos y las escombreras a menudo se comportan como pequeños acuíferos, ya que el agua procedente de la lluvia se libera paulatinamente observándose drenajes ácidos incluso en los meses de verano.

3. EL DRENAJE ÁCIDO DE MINAS

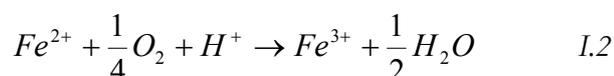
3.1. PROCESO DE FORMACIÓN

La minería de sulfuros y de carbón lleva asociada un importante problema medioambiental, resultado de la oxidación de los sulfuros en contacto con el oxígeno atmosférico. El principal sulfuro metálico encontrado en los residuos mineros es la pirita (FeS_2).

Las labores mineras favorecen que la pirita sufra un proceso de oxidación cuando el mineral queda expuesto al agua o humedad atmosférica y al oxígeno u otro agente oxidante; estas reacciones pueden expresarse por las siguientes ecuaciones (Nordstrom y Alpers, 1999). La pirita en presencia de agua y oxígeno, se oxida según la ecuación:



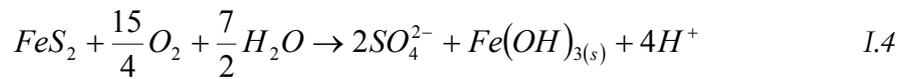
Como se desprende de esta ecuación, al oxidarse la pirita se produce sulfato y se libera Fe^{2+} y acidez (H^+) al agua, que si no son neutralizados, inducen una disminución del pH. Si las condiciones ambientales son los suficientemente oxidantes, parte del ion ferroso se oxida a férrico, consumiendo acidez en el proceso, de acuerdo con la siguiente reacción:



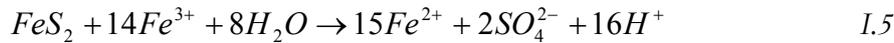
Si el pH se sitúa entre 2.3 y 3.6 (Bigham *et al.*, 1996) el ion férrico se hidroliza y precipita como $Fe(OH)_3$, mientras que simultáneamente disminuye el pH debido a la generación de protones:



Sumando las tres reacciones anteriores, se obtiene la reacción global, en la que por cada mol de pirita oxidada se liberan al medio 4 moles de protones. Por cada gramo de pirita se generan aproximadamente tres gramos de ácido sulfúrico (Nordstrom y Alpers, 1999).



Además, el Fe^{3+} que queda en disolución, puede a su vez oxidar nueva pirita, de acuerdo con la siguiente ecuación:



El Fe^{2+} liberado en la ecuación *I.5* puede ser re-oxidado por el oxígeno disuelto disponible, perpetuando el ciclo representado en las reacciones *I.2*, *I.3* y *I.5*. En condiciones ácidas el mayor oxidante de la pirita es el Fe^{3+} (Singer y Stumm, 1970), mientras que en condiciones cercanas a la neutralidad lo es el oxígeno.

En condiciones ácidas la oxidación del hierro ferroso puede verse incrementada desde 10^4 a 10^6 veces (Starkey, 1945; Singer y Stumm, 1970; Murr, 1980; Taylor *et al.*, 1984) por bacterias acidófilas tales como la *Thiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, etc., que actúan como catalizadoras de las reacciones (Leduc *et al.*, 2002).

Simultáneamente también se produce la oxidación de los sulfuros accesorios como calcopirita ($CuFeS_2$), esfalerita (ZnS), galena (PbS), arsenopirita ($FeAsS$), cobaltita ($CoAsS$), etc. que, aunque no generan acidez, provocan la liberación al medio de grandes cantidades de Zn, Pb, Cu, As, Co, etc. La mayoría de los metales liberados son poco móviles en condiciones de pH neutro y alcalino, pero a bajos valores de pH y en condiciones oxidantes

su movilidad se ve fuertemente incrementada y pueden permanecer disueltos en el agua en concentraciones muy elevadas.

En definitiva, como resultado de este proceso conocido como drenaje ácido de minas (AMD) se produce un lixiviado ácido altamente contaminante, con una gran concentración de sulfatos y metales pesados. El AMD es considerado globalmente como una de las principales causas de contaminación de recursos hídricos. Los ríos Odiel y Tinto se encuentran probablemente entre los más afectados por este proceso (Olías *et al.*, 2006).

3.2. MECANISMOS DE ATENUACIÓN NATURAL

La elevada acidez de los lixiviados mineros provoca el ataque y disolución de otros minerales, como carbonatos y aluminosilicatos contenidos en los minerales de la ganga o en los materiales que constituyen el sustrato de los ríos afectados por AMD. Así, la concentración de Mn, Al, Si, Ca y Mg en las aguas ácidas de mina llega a ser muy elevada, aunque ninguno de ellos forma parte de los sulfuros. La disolución de estos materiales consume acidez (H^+) y en el caso de que en el medio existan rocas carbonatadas se neutralizan los protones liberados durante la oxidación de sulfuros, siendo un mecanismo de atenuación natural de la contaminación.

A medida que el lixiviado ácido producido discurre por la red fluvial y se aleja de la zona minera, puede recibir aportes de aguas subterráneas y otros arroyos no afectados por AMD, produciéndose un proceso de dilución que provoca la disminución de los niveles de contaminación.

En estas condiciones, a menudo se supera el producto de solubilidad de un compuesto y se forman minerales secundarios, lo que provoca una transferencia de elementos desde el agua a la fase sólida. Entre los minerales secundarios que precipitan a partir de los lixiviados ácidos se pueden distinguir dos grupos:

- La precipitación en forma de óxidos, hidróxidos o hidroxisulfatos insolubles (o más exactamente poco solubles), fundamentalmente jarositas y schwertmannita. Estos precipitados, que suelen producirse a valores de pH próximos a 3, tapizan los cauces afectados por AMD con las típicas coloraciones amarillentas y rojizas (Fig.

I.5). A valores de pH entre 4 y 5 también se produce la precipitación del Al, produciendo un precipitado coloidal de aspecto lechoso. A valores de pH mayores también pueden precipitar compuestos de Cu, Zn, Mn, etc.



Figura I.5. Fotografía del río Odiel tras su unión con el arroyo Agrio procedente de Riotinto. Se observan las coloraciones amarillentas y rojizas típicas de los cauces afectados por AMD.

- Sales evaporíticas solubles. Son sales sulfatadas (melanterita, copiapita, etc.) que precipitan durante el estiaje en forma de eflorescencias (Fig. I.6), debido al efecto de concentración de los elementos disueltos y a la disminución de pH al evaporarse el agua. Estas sales son redisueltas en el otoño, con la llegada de las primeras precipitaciones importantes del año hidrológico.

Cuando precipitan los minerales anteriores pueden entrar en su red cristalina algunos iones disueltos. Los minerales secundarios originados por la oxidación de los sulfuros tienen en su superficie una elevada reactividad, lo que permite una alta capacidad de retención de metales adsorbidos o coprecipitados (Webster *et al.*, 1998; Lee *et al.*, 2002; Zänker *et al.*, 2002), de esta forma son retirados del agua elementos como el As, Pb, Cu, etc.



Figura I.6. Sales evaporíticas depositadas en el cauce del arroyo Los Peces, afluente de la rivera del Olivargas (la anchura de la fotografía es de unos 20 cm).

4. CONTAMINACIÓN POR DRENAJE ÁCIDO DE MINA EN LA CUENCA DEL RÍO ODIEL

De acuerdo con Sarmiento (2007), en la Figura I.7 se muestran las principales minas y los arroyos afectados por AMD y se hace un resumen de los niveles de contaminación de las distintas subcuencas en las que se divide la cuenca del río Odiel.

4.1. SUBCUENCA DE LA RIVERA DEL OLIVARGAS

Las principales minas de este sector son: Aguas Teñidas, Cueva de la Mora y La Zarza (Fig. I.7). Los lixiviados de la antigua mina de Aguas Teñidas producen la contaminación del barranco del Herrerito, que tiene un pH muy bajo (2.75) y elevados valores de conductividad eléctrica (2386 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y de concentración de metales tóxicos (Sarmiento, 2007). Otra mina importante es Monte Romero, donde las aguas ácidas generadas se caracterizan por la elevada concentración de Zn (425 mg/L de media), produciendo la contaminación del arroyo Los Peces. Otros lixiviados menos concentrados también llegan

directamente a la rivera del Olivargas. En la Figura I.8 se observa la rivera del Olivargas a su paso por la mina de Cueva de la Mora.

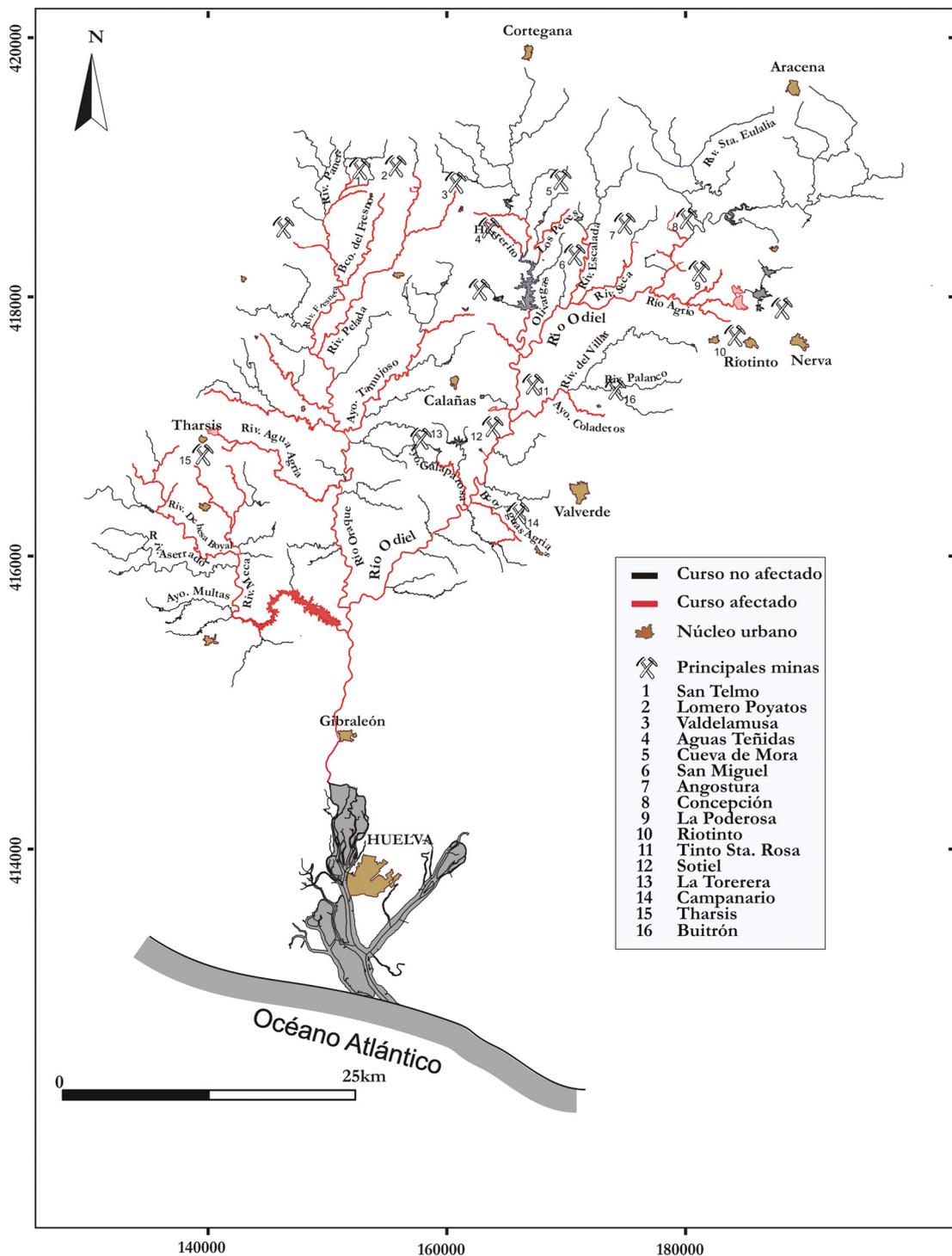


Figura I.7. Impacto de la contaminación por AMD en la red fluvial del río Odiel. Se indica la localización de las principales minas (modificado de Sarmiento, 2007).



Figura I.8. Rivera del Olivargas en el puente del Hierro. Se observan a la derecha las escombreras de la mina de Cueva de la Mora.

Todos estos vertidos confluyen en el embalse del Olivargas que, a pesar del aporte contaminante que recibe, posee aguas con valores de pH neutro y concentraciones muy bajas de metales tóxicos. Aguas abajo del embalse y antes de su unión con el río Odiel, un nuevo vertido procedente de las minas de La Zarza, con una elevada carga contaminante, hace que la rivera del Olivargas presente valores de pH próximos a 5.

4.2. SUBCUENCA DEL RÍO ORAQUE

Los principales afluentes del río Oraque en su parte más septentrional son: rivera Pelada, rivera de la Fresnera y rivera de la Panera (Fig. I.7). Todos estos cursos se unen a la rivera del Tamujoso y, junto con otros arroyos constituyen la subcuenca del río Oraque.

La rivera Pelada está afectada por los lixiviados de la mina Lomero-Poyatos. Antes de los vertidos, la rivera Pelada tiene unos valores de pH y de conductividad propios de aguas naturales (6.4 y 145 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente). Después de recibir el vertido procedente de mina Confesionario, toma valores medios de conductividad de 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y tiene un pH medio de 2.9 (Sarmiento, 2007).

Cerca de la mitad de su curso, el arroyo del Tamujoso (Fig. I.7) queda afectado por los vertidos de la mina de Perrunal. A pesar del alto grado de contaminación de los lixiviados de esta mina, el arroyo del Tamujoso no presenta una elevada afección. Esto sería debido principalmente a los efectos de dilución, causados por el elevado caudal de su cuenca en relación al vertido; el arroyo tiene valores medios de pH próximos a 5 y la conductividad eléctrica no excede de 1 mS/cm.

La rivera de la Panera se encuentra afectada por la mina El Carpio (Fig. I.7); es una antigua mina de interior, con pirita y calcopirita que fue explotadas hasta 1922. Sus lixiviados se vierten a la rivera de la Panera, con un pH de 2.4 y elevadas concentraciones de sulfatos (3.4 g/L), y de metales como el Fe (205 mg/L). Situada al este de la mina El Carpio se encuentra la gran mina de San Telmo, donde la explotación de varias masas de sulfuros ha generado una gran corta inundada y una multitud de escombreras. En estas instalaciones se analizó hasta un máximo de 1.7 g/L de Fe, 680 mg/L de Al y 14 g/L de sulfatos (Sarmiento, 2007). Los lixiviados de estas instalaciones se incorporan a la rivera de la Panera a través del barranco Aguas Agrias (Figura I.7), y originan la mayor parte de la contaminación de la parte septentrional de cuenca del Oraque (Sarmiento, 2007).

En la unión de las riveras de la Fresnera y Pelada (Fig. I.7), el río Oraque tiene valores medios de pH de 3.3, conductividad eléctrica de 1.1 mS/cm, 530 mg/L de sulfatos y altas concentraciones de metales, entre los que destacan el Al (22 mg/L) y el Zn (8 mg/L).

Los abundantes aportes de agua de buena calidad al río Oraque producen una recuperación del río aguas abajo hasta recibir el vertido procedente de las minas de Tharsis. La gran cantidad de escombreras, cortas y pozos generados a partir de esta explotación producen multitud de lixiviados. Uno de los más importantes discurre a través de la rivera del Agua Agria, que tiene un elevado caudal y concentraciones máximas de hasta 1.8 g/L de Fe, 24 g/L de sulfatos y 940 mg/L de Al. Debido a este aporte antes de su confluencia con el río Odiel, el río Oraque tiene valores máximos de concentración de hasta 45 mg/L de Fe, 82 mg/L de Al y 1.5 g/L de sulfatos (Sarmiento, 2007). En la Figura I.9 se puede ver el río Oraque tras su unión con el Agua Agria.

En conclusión, dos minas serían las máximas responsables de la degradación del río Oraque: la mina de San Telmo en su parte septentrional, y las minas de Tharsis en la parte

más meridional (Fig. I.7). Otros lixiviados, aunque de menor caudal y concentración de contaminantes, también producen la afección de numerosos cursos de agua, de forma que un 40% de la red fluvial de la cuenca del río Oraqe está afectada por procesos de AMD.



Figura I.9. Río Oraqe durante el estiaje, antes de su confluencia con el Odiel.

4.3. SUBCUENCA DEL RÍO MECA

El río del Meca es otro de los afluentes importantes de la cuenca del río Odiel. Este río está regulado por el embalse del Sancho (de 58 hm³ de capacidad). Los lixiviados que se producen en las instalaciones mineras de Tharsis se vierten también sobre algunos arroyos de la cuenca del río Meca. En las escombreras de las minas Vulcano y Cantareras, se genera un lixiviado ácido que fluye a través del barranco Valdeoscuro, con concentraciones de hasta 127 mg/L de Al, 230 mg/L de Fe y 2.3 g/L (Sarmiento, 2007).

El arroyo de los Agustanos se origina a partir de un pequeño embalse cuyas aguas se encuentran fuertemente afectadas por las escombreras de las minas La Lapilla y de Tharsis. Tiene valores de pH menores a 3 y una conductividad eléctrica máxima de 18.5 mS/cm. Estos lixiviados son los principales causantes de la degradación de la cuenca del río Meca.

La rivera Dehesa Boyal (Fig. I.7) también recibe otros lixiviados del distrito minero de Tharsis, aunque en su unión con el río Meca posee bajos niveles de contaminación debido a procesos de dilución (0.8 mg/L de Fe y un pH medio de 5.58).

Aguas abajo, el río Meca recibe otros arroyos no afectados por AMD como la rivera del Aserrador y el arroyo de las Multas (Fig. I.7). A pesar de ello, el río Meca sigue mostrando una importante afección: 45 mg/L de Al, 12 mg/L de Fe y 790 mg/L de sulfatos (Sarmiento, 2007). El río Meca es el principal aporte al embalse del Sancho, cuyas aguas tienen un pH medio próximo a 4 y concentraciones máximas de hasta 3.6 mg/L de Al y 0.9 mg/L de Cu y Fe.

4.4. CUENCA DEL RÍO ODIEL

El río Odiel tiene cerca de su nacimiento un pH medio de 8.3 y una conductividad de 305 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Aguas abajo se le une su primer afluente importante, la rivera de Santa Eulalia (Fig. I.7); hasta este punto el río Odiel tiene aguas de buena calidad. A 30 km de su nacimiento recibe el primer vertido ácido, procedente de mina Concepción, con lixiviados muy contaminantes (pH de 3.14 y más de 5 g/L de sulfatos). A continuación se encuentran las instalaciones de las minas Esperanza, San Platón, El Soldado y Poderosa, también con elevados niveles de contaminación (Sarmiento, 2007). No obstante, después de estos vertidos las aguas del río Odiel no están todavía muy contaminadas, teniendo valores de pH de hasta 6.9 y de conductividad de 284 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El arroyo Agrio nace en el embalse del Cobre (Fig. I.7). Los residuos mineros depositados en este embalse proceden de las explotaciones realizadas en el Distrito Minero de Riotinto. A partir de la desembocadura con el arroyo Agrio, el río Odiel sufre una contaminación drástica e irreversible (Fig. I.10), con valores de pH por debajo de 3 la mayor parte del año (Sarmiento, 2007).

Siguiendo aguas abajo, desembocan por la margen derecha del cauce del río Odiel dos arroyos muy próximos, las riveras Seca y Escalada. La rivera Seca pasa cerca de la mina Angostura (Fig. I.7) y posee un nivel de contaminación leve (pH próximo a 5). La rivera Escalada tiene buena calidad antes de llegar a la mina San Miguel, pero tras recibir sus vertidos el valor medio de pH se reduce hasta 5.7.

Otros afluentes de importancia contaminados por AMD son la rivera del Villar, que desemboca en el río Odiel por su margen izquierda (Fig. I.7), y el arroyo El Batán por su margen derecha. El arroyo El Batán transporta los vertidos de las balsas de Almagrera, una antigua fábrica de ácido sulfúrico en las inmediaciones de las minas de Sotiel. La rivera del Villar tiene muy buena calidad en su parte alta, en el tramo medio se vierten los lixiviados de las minas del Castillo del Buitrón, la Gloria y los Bueyes, pero no presenta un alto grado de contaminación hasta su paso por la mina Tinto Santa Rosa, cuyos lixiviados son muy contaminantes (con hasta 800 mg/L de Fe).



Figura I.10. Río Odiel en el puente de los Cincos Ojos, tras su unión con el río Agrío.

Cerca de la localidad de Valverde del Camino se encuentran las minas de Campanario, Descamisada y Cruz Infante, que vierten sus lixiviados a través de un pequeño arroyo hasta el río Odiel (Fig. I.7). Por último, por su margen derecha se encuentran las instalaciones de la mina de La Torerera, que vierte sus lixiviados al arroyo Galaparosa (con un pH medio de 2.8).

Aproximadamente el 37% de la red fluvial del río Odiel se encuentra afectada por procesos de AMD. En Gibraleón, tras unirse con los ríos Oraque y Meca, el río Odiel tiene valores medios de pH de 3.5, de conductividad eléctrica de 1.1 mS/cm y un contenido en sulfatos de 693 mg/L (Cánovas *et al.*, 2007). Además posee una elevada concentración de metales

tóxicos como Fe (3.8 mg/L), Al (35 mg/L), Zn (13 mg/L), Mn (8 mg/L) y Cu (6 mg/L) (Cánovas *et al.*, 2007).

Las concentraciones de contaminantes en el río Odiel tienen una clara evolución estacional, de forma que la calidad de las aguas del río Odiel está ligada al régimen de las precipitaciones. Así, los máximos de concentración de sulfatos, Fe, Zn, Mn, Cd y Pb tienen lugar durante las lluvias otoñales, que disuelven las sales sulfatadas solubles precipitadas durante el verano. En invierno, cuando se producen las lluvias más intensas, tiene lugar un incremento del caudal que ocasiona el aumento del pH y los descensos de las concentraciones de metales disueltos. Durante la primavera y el verano la concentración de sulfatos y metales (excepto Fe) aumentan. La concentración de Fe es menor en verano debido a que precipita en forma de oxihidroxisulfatos (Olías *et al.*, 2004).

5. LOS SIG Y LA MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la hidrología son dos campos de trabajo que comparten muchos intereses. Los SIG se han convertido a lo largo de esta década en una herramienta imprescindible para un gran número de estudios; así cada vez más investigadores se ayudan de los SIG para la construcción de modelos hidrológicos, especialmente cuando es necesaria la representación espacial de redes de drenaje.

Desde un punto de vista global un SIG puede ser considerado un conjunto organizado de “*hardware*”, “*software*”, datos y técnicas eficientemente diseñadas para la captura, almacenamiento, actualización, manipulación, visualización y análisis de información georeferenciada (GRID/UNEP, 1993).

Los SIG han sido desarrollados para gestionar y analizar la información espacial. Son muy adecuados para combinar información topográfica, edafológica, usos de la tierra y meteorológica de diferentes áreas, así como para visualizar escenarios pasados y simular escenarios futuros.

Dado que el uso de modelos está limitado por la necesidad de datos espaciales y los SIG son capaces de manipular este tipo de datos, la unión de estas técnicas ha mejorado el

desarrollo de la modelización hidrológica. La integración de los SIG con los modelos hidrológicos y su aplicación en cuencas hidrográficas permiten la realización de un gran número de operaciones, proyectos, calibración, simulación y comparación entre modelos.

Los modelos hidrológicos tratan fenómenos continuos y dinámicos, mientras que los SIG sólo datos estáticos. Las dificultades de integración de series temporales de datos en entornos SIG supusieron un obstáculo importante para su difusión entre los investigadores del campo de la hidrología. Raper y Livingstone (1995) apuntan que el concepto de tiempo debe ser integrado en las modelizaciones y que este proceso siempre ha sido especialmente problemático en los SIG. Hoy día esta limitación se ha reducido considerablemente, hasta el punto en que los modelos espacialmente distribuidos y los sistemas con una componente temporal dinámica son elaboradas fácilmente.

Otras de las cualidades bien valoradas de los SIG son sus aportaciones para la mejor interpretación y análisis de modelos y sistemas. La estructura de datos en capas o estratos de información es intuitiva y posibilita que los modelos puedan ser interpretados con menor esfuerzo. Esta herramienta brinda al investigador la posibilidad de visualizar y entender con claridad las relaciones espaciales.

Maidment (1993) ha agrupado las aplicaciones de los SIG en hidrología de la siguiente manera:

- Evaluación e inventarios hidrológicos
- Determinación de parámetros hidrológicos
- Construcción de modelos hidrológicos sencillos (sin análisis estadístico)
- Construcción de modelos hidrológicos integrados

En el caso particular de las modelizaciones hidrológicas, la aplicación de estos sistemas ha ido aumentando en los últimos años, apreciándose actualmente una gran diversidad en los objetivos y en los resultados.

Los modelos de simulación pueden ser definidos, de forma general, como una representación a través de ecuaciones matemáticas; es decir, consisten en representar matemáticamente lo que acontece en la naturaleza a partir de un modelo conceptual,

idealizado, de acuerdo con los datos observados en el sistema real. El objetivo de esta modelización es conocer mejor el sistema para prever situaciones futuras, reproducir el pasado y servir de soporte para la toma de decisiones.

Tal vez la propiedad más importante de un modelo hidrológico es el grado de representación de las variaciones espaciales y temporales de los parámetros de entrada y de salida. Se diferencia entre modelos hidrológicos concentrados o agregados y distribuidos. Los modelos concentrados asumen que los parámetros varían solamente en función del tiempo, mientras que en los distribuidos los parámetros varían tanto en el tiempo como en el espacio (Baldissera, 2005).

Los modelos hidrológicos distribuidos captan la variabilidad espacial de la cuenca hidrográfica, dividiéndola en áreas menores y homogéneas, o subcuencas, donde los parámetros son uniformes. El fenómeno hidrológico es simulado dentro de cada subárea. Estos modelos requieren una gran cantidad de datos a fin de preparar los archivos de entrada.

Dependiendo de la escala de tiempo, los modelos agregados y distribuidos pueden ser a su vez clasificados en continuos y discretos. Por ejemplo, un modelo agregado basado en eventos aislados, simula la respuesta del sistema físico para una sola entrada (precipitación) y asume que ambos parámetros, el de entrada y salida, no varían en el espacio-tiempo. Por otro lado, los modelos distribuidos continuos, simulan los procesos secuencialmente dentro de un sistema físico, en un intervalo de tiempo que puede variar de horas a días y abastece de series temporales de salida.

Los modelos de parámetros distribuidos de tiempo continuo consideran la cuenca dividida en subcuencas, basándose en el relieve, suelos y usos de la tierra; de esa forma, preservan los parámetros distribuidos espacialmente y las características homogéneas dentro de la cuenca (Baldissera, 2005).

La aplicación de modelos hidrológicos distribuidos como base física, requiere una gran disponibilidad de parámetros relacionados con los suelos, vegetación, y aspectos topográficos. La principal ventaja de aplicación de modelos reside en la posibilidad de estudio de varios escenarios diferentes de forma rápida.

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

En este capítulo se realiza una descripción del modelo hidrológico “Soil and Water Assessment Tool” (SWAT) escogido para el desarrollo de esta Tesis, con especial énfasis en el tratamiento de las variables más importantes del balance hídrico: escorrentía superficial, infiltración, escorrentía subterránea y evapotranspiración. A continuación se explica el proceso de calibración (y autocalibración con SWAT-CUP), la validación del modelo y los pasos a seguir para la aplicación del programa de modelización hidrológica SWAT. Otro aspecto importante de este capítulo es la adquisición de los datos hidrológicos; en este apartado se identifican los datos de caudal disponibles en la cuenca del río Odiel, y que posteriormente serán usados en la calibración y validación del modelo. También se detallan los puntos en los que se han controlado las condiciones hidroquímicas de forma periódica, o en algunos casos, en continuo mediante la instalación de data-loggers. Por último, se expone el procedimiento de cálculo de la carga contaminante transportada por los ríos y arroyos de la cuenca del río Odiel.

1. EL MODELO SWAT

1.1. DESCRIPCIÓN

SWAT corresponde al acrónimo de “*Soil and Water Assessment Tool*”. Es un programa de modelización hidrológica desarrollado por el Servicio de Investigación del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Desde que el modelo SWAT fue creado a principio de los 90, ha estado en continua revisión y expansión de sus capacidades; la versión usada en este trabajo es la 2005 (Neitsch *et al.*, 2005 a y b). También se han desarrollado extensiones para su uso dentro de los Sistemas de Información Geográfica como ArcView y ArcGIS.

Para el desarrollo de esta Tesis se ha utilizado la extensión creada para ArcGIS 9.2 denominada ArcSWAT 2.1.6. El modelo SWAT, permite trazar las redes de drenaje y las subcuencas a partir del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) y calcular el balance diario de agua a partir de datos meteorológicos, edafológicos y usos del suelo. Los procesos asociados al movimiento del agua son simulados por SWAT a partir de los datos de entrada. De esta manera el programa realiza una predicción del comportamiento de cuencas hidrográficas complejas a largo plazo. Para conseguir estos objetivos el modelo:

- Tiene una base física.
- Usa los registros de entrada reales disponibles para la cuenca.
- Es eficiente a nivel computacional y realiza operaciones para grandes cuencas en un tiempo razonable.
- Es continuo en el tiempo y capaz de simular largos periodos.

El modelo se compone de una serie de submodelos o módulos: meteorológico, hidrológico, sedimentario, crecimiento de cultivos, ciclo de nutrientes, dinámica de pesticidas y gestión agrícola. SWAT permite la simulación de un gran número de procesos físicos en la cuenca. Para esta Tesis sólo ha sido necesario usar el módulo hidrológico para la obtención de caudales.

La cuenca se compartimenta en varias subcuencas a través de un valor de área umbral, que dependerá del objetivo y de la exactitud del estudio; dichas subcuencas poseen una posición

geográfica determinada, estando relacionadas con las vecinas. A su vez, las subcuencas se dividen en unidades de respuesta hidrológica (HRU) que engloban áreas con los mismos tipos de suelo, de usos y coberturas y pendientes, y que por lo tanto tendrán una similar respuesta a la precipitación. La subdivisión de la cuenca permite al modelo reflejar diferencias en la evapotranspiración para los distintos tipos de suelos y coberturas vegetales. La escorrentía se predice separadamente para cada HRU y es canalizada en función del modelo digital del terreno para obtener el total en la cuenca; esto aporta una mayor precisión a la descripción física del balance de agua.

La simulación de la hidrología de la cuenca puede ser dividida en dos grandes componentes: la fase terrestre del ciclo hidrológico, que controla la cantidad de agua vertida al canal principal en cada subcuenca, y la fase de tránsito, que consiste en el movimiento del agua a través de la red de canales hasta su desembocadura o sección de cierre.

El modelo se basa en la ecuación general del balance hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad II.1$$

donde SW_t es el contenido de agua en el suelo, SW_0 es el contenido inicial de agua en el suelo, t es el tiempo, R_{day} es la precipitación diaria, Q_{surf} es la escorrentía superficial, E_a es la evapotranspiración, W_{seep} es la cantidad de agua acumulada en la zona no saturada y Q_{gw} es la cantidad de agua subterránea que retorna hacia los ríos como flujo base.

A continuación se describen brevemente los procesos físicos más importantes que tienen lugar en la cuenca y cómo los considera el programa SWAT.

1.2. ESCORRENTÍA SUPERFICIAL

La escorrentía superficial tiene lugar siempre que la intensidad de la precipitación que alcanza la superficie del suelo excede la tasa de infiltración. La infiltración disminuye cuando el suelo comienza a humedecerse y cuando el aporte de agua es mayor que la tasa de infiltración, entonces las depresiones superficiales se llenan. Si el aporte de agua

continúa y las depresiones están llenas, comienza el movimiento del agua sobre la superficie del suelo o escorrentía superficial.

SWAT dispone de dos métodos para calcular la escorrentía superficial: el método del número de curva del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (SCS, 1972) y el modelo de infiltración de Green y Ampt (1911). Como sólo se dispone de la precipitación diaria para el periodo de estudio, se seleccionó el método del número de curva del SCS para el cálculo de la escorrentía superficial, y que es ampliamente utilizado en hidrología (Mishra *et al.*, 2008; Shadeed *et al.*, 2010; Chung *et al.*, 2010).

Además, SWAT calcula individualmente para cada HRU y subcuenca el caudal máximo de avenida (“*Peak runoff rate*”), el tiempo de concentración del flujo sobre la superficie y del flujo canalizado, y el retraso (“*lag*”) de la escorrentía superficial.

1.2.1. Método del número de curva del SCS

La ecuación del número de curva del SCS es (SCS, 1972):

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} \quad II.2$$

donde Q_{surf} es la escorrentía o exceso de precipitación (mm), R_{day} es la precipitación diaria (mm), I_a son las abstracciones iniciales que incluyen el almacenamiento superficial, la interceptación y la infiltración previa a la escorrentía (mm) y S es la capacidad máxima de almacenamiento de agua por parte del suelo sin que se produzca escorrentía (mm).

La capacidad máxima de almacenamiento de agua varía espacialmente debido a cambios del suelo, uso y pendiente, y también temporalmente debido a cambios en el contenido de agua del suelo. La capacidad de retención se define como:

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad II.3$$

donde CN es el número de curva. Experimentalmente se ha encontrado que la abstracción inicial (o umbral de escorrentía I_w) es aproximadamente $0.2 S$ y la ecuación II.2 se puede expresar como:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0.2 \cdot S)^2}{(R_{day} + 0.8 \cdot S)} \quad II.4$$

1.2.2. Caudal máximo de avenida (“peak runoff rate”) o caudal punta

Es el caudal máximo que se alcanza con un evento de precipitación determinado. SWAT estima este valor mediante una modificación del método racional (Neitsch *et al.*, 2005a):

$$q_{peak} = \frac{\alpha_{tc} \cdot Q_{surf} \cdot A}{3.6 \cdot t_{conc}} \quad II.5$$

donde q_{peak} es el caudal máximo (m^3/s), α_{tc} es la fracción de la precipitación diaria que tiene lugar durante el tiempo de concentración, Q_{surf} es la escorrentía superficial (mm), A es el área de la subcuenca (km^2), t_{conc} es el tiempo de concentración de la subcuenca (h) y 3.6 es un factor de conversión de unidades.

En el modelo SWAT, estos cálculos son realizados para la HRU y no a nivel de subcuenca por lo que SWAT realiza dos modificaciones en la estimación del caudal punta con el fin de adaptar la ecuación a la HRU. La primera consiste en reemplazar el área de la subcuenca por la de la HRU; en la segunda, la longitud del canal (L), usada en el cálculo del tiempo de concentración, es multiplicada por la fracción de área de la HRU en la subcuenca.

1.2.3. Tiempo de concentración

El tiempo de concentración es el tiempo desde que comienza la precipitación hasta que todo el área de la subcuenca contribuye al flujo en la sección de cierre. Así se puede redefinir el tiempo de concentración como el tiempo que tarda una gota de lluvia desde el punto más alejado de la subcuenca hasta la salida de la misma. El tiempo de concentración se obtiene sumando el tiempo de flujo sobre la superficie (el tiempo máximo que el agua de

escorrentía tarda en alcanzar un cauce) y el tiempo de propagación del flujo canalizado (el tiempo que tarda el flujo ya canalizado en alcanzar la salida de la subcuenca):

$$t_{conc} = t_{ov} + t_{ch} \quad II.6$$

donde t_{conc} es el tiempo de concentración para la subcuenca, t_{ov} es el tiempo de concentración para el flujo superficial, y t_{ch} es el tiempo de concentración del flujo canalizado.

El tiempo de concentración para el flujo superficial t_{ov} se calcula usando la ecuación:

$$t_{ov} = \frac{L_{slp}^{0.6} \cdot n^{0.6}}{18 \cdot slp^{0.3}} \quad II.7$$

donde L_{slp} es la longitud de ladera de la subcuenca (m), n es el coeficiente de rugosidad de Manning (adimensional) y slp es la pendiente media (m/m).

El tiempo de concentración canalizado se obtiene mediante la ecuación:

$$t_{ch} = \frac{0.62 \cdot L \cdot n^{0.75}}{A^{0.25} \cdot slp_{ch}^{0.375}} \quad II.8$$

donde t_{ch} es el tiempo de concentración canalizado (h), L es la longitud del canal desde el punto más distante hasta la desembocadura (km), n es el coeficiente de rugosidad de Manning (adimensional), A es el área de la subcuenca (km²) y slp_{ch} es la pendiente media del canal (m/m).

1.2.4. Retraso (“lag”) de la escorrentía superficial

En subcuencas de gran tamaño y con tiempos de concentración superiores a 1 día, sólo una fracción de la escorrentía superficial alcanzaría el canal principal el mismo día en el que fue generada, por lo que el modelo SWAT deberá incluir un retraso de la escorrentía superficial (Neitsch *et al.*, 2005b).

Una vez calculada la escorrentía superficial, la cantidad descargada al canal viene dada por la ecuación (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$Q_{surf} = (Q'_{surf} + Q_{stor,i-1}) \cdot \left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}} \right] \right) \quad II.9$$

donde Q_{surf} es la escorrentía superficial descargada al canal principal para un día determinado (mm), Q'_{surf} es la escorrentía superficial generada en la subcuenca (mm), $Q_{stor,i-1}$ es la escorrentía superficial almacenada o retrasada del día anterior (mm), $surlag$ es el coeficiente de retraso de la escorrentía superficial y t_{conc} es el tiempo de concentración de la subcuenca (h).

1.2.5. Tránsito de avenidas

Una vez que la escorrentía superficial generada en las laderas alcanza la red de drenaje de la cuenca, ésta se convierte en un flujo confinado o canalizado, transformándose su comportamiento en función de la velocidad del flujo y de la morfología del cauce.

SWAT analiza el tránsito de avenidas o la propagación de caudales a través de la red hidrológica, usando dos métodos: el de Muskingum y el de propagación del almacenamiento variable (“*variable storage routing method*”), siendo este último el método por defecto (por lo que se explicará a continuación).

El método de propagación del almacenamiento variable fue desarrollado por Williams (1969) y es usado en los modelos HYMO (Williams y Hann, 1973) y ROTO (Arnold *et al.*, 1995). Para un determinado segmento del río, la propagación del caudal (“*storage routing*”) está basada en la ecuación de continuidad:

$$q_{in,ave} + \frac{V_{stored,1}}{\Delta t} - \frac{q_{out,1}}{2} = \frac{V_{stored,2}}{\Delta t} + \frac{q_{out,2}}{2} \quad II.10$$

donde $q_{in,ave}$ es el caudal medio de entrada durante el intervalo de tiempo, Δt es el incremento de tiempo (s), $q_{out,1}$ es el caudal de salida al comienzo del intervalo (m^3/s), $V_{stored,1}$

es el volumen almacenado al comienzo del intervalo (m^3), $q_{out,2}$ es el caudal de salida al final del intervalo (m^3/s) y $V_{stored,2}$ es el volumen almacenado al final del paso del intervalo (m^3).

El tiempo de tránsito se calcula dividiendo el volumen de agua del canal por el caudal:

$$TT = \frac{V_{stored}}{q_{out}} = \frac{V_{stored,1}}{q_{out,1}} = \frac{V_{stored,2}}{q_{out,2}} \quad II.11$$

donde TT es el tiempo de tránsito (s), V_{stored} es el volumen almacenado (m^3) y q_{out} es el caudal de salida (m^3/s).

Estableciendo una relación entre el tiempo de tránsito y el coeficiente de almacenamiento, se puede obtener la ecuación final:

$$q_{out,2} = SC \cdot q_{in,ave} + (1 - SC) \cdot q_{out,1} \quad II.12$$

donde SC es el coeficiente de almacenamiento.

Expresando todos los valores de la ecuación *II.12* en unidades de volumen, se obtiene la ecuación *II.13*, que es la base del método de propagación convexa (“*convex routing method*”) del SCS (1964) y del método de Muskingum (Overton, 1966; Brakensiek, 1967).

$$V_{out,2} = SC \cdot (V_{in} + V_{stored,1}) \quad II.13$$

donde $V_{out,2}$ es el volumen de salida al final del intervalo (m^3), SC es el coeficiente de almacenamiento, V_{in} es el volumen de agua que entra en el cauce (m^3) y V_{stored} es el volumen al comienzo del intervalo (m^3).

El tránsito de avenidas es importante porque genera la laminación del hidrograma de escorrentía, al producirse un almacenamiento en el cauce de la escorrentía superficial a medida que los caudales se propagan por los cauces de la cuenca.

1.2.6. Balance de agua en el cauce

El agua almacenada en el cauce al final del incremento de tiempo se calcula como (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$V_{stored,2} = V_{stored,1} + V_{in} - V_{out} - tloss - E_{ch} + div + V_{bnk} \quad II.14$$

donde $V_{stored,2}$ es el volumen de agua almacenada en el cauce al final del paso de tiempo (m^3), $V_{stored,1}$ es el volumen contenido en el cauce al comienzo del intervalo (m^3), V_{in} es el volumen de agua que entra en el cauce (m^3), V_{out} es el volumen de agua que sale del cauce (m^3), $tloss$ son las pérdidas por transmisión (m^3), E_{ch} es la evaporación del canal (m^3), div es el volumen de agua añadido o retirado a través de derivaciones (m^3) y V_{bnk} es el volumen de agua añadido al río por el retorno del almacenamiento en la orilla (m^3).

El volumen de salida calculado con la ecuación II.13 es considerado por SWAT como la cantidad neta de agua retirada del río. Cuando las pérdidas por transmisión, la evaporación y otras pérdidas de agua para el segmento del río son calculadas, la cantidad de salida al siguiente segmento decrece debido a estas salidas. El total de sumar las salidas y las pérdidas sería igual al valor obtenido a partir de la ecuación II.13.

1.3. INFILTRACIÓN

El agua que entra en el suelo puede seguir varios caminos: 1) ser extraída del suelo por absorción de la vegetación o por evaporación directa, 2) percolar más allá del perfil del suelo y constituir la recarga del acuífero y 3) moverse lateralmente en el perfil del suelo y contribuir al caudal de los ríos.

El contenido de agua del suelo puede variar desde cero (la humedad del suelo secado en estufa), hasta el valor máximo cuando el suelo está saturado. Para interacciones suelo-vegetación se establecen dos estados intermedios: la capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente. La capacidad de campo se define cualitativamente como el contenido de agua del suelo saturado cuando es drenado durante dos días aproximadamente. El punto de marchitamiento permanente es el grado de humedad del

suelo cuando las plantas no pueden absorber más agua. Estos dos estados tienen que ser redefinidos en términos de succión para que puedan ser cuantificados más fácilmente.

La capacidad de campo (FC) es el contenido de agua retenido en el suelo a una succión de 0.033 MPa. El punto de marchitamiento permanente (WP) es la cantidad de agua retenida en el suelo a una tensión de 1.5 MPa. La cantidad de agua retenida en el suelo es la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente, y es considerada como el agua disponible para la vegetación (AWC):

$$AWC = FC - WP \quad II.15$$

Después de la infiltración, el agua que permanece en el suelo puede fluir bajo condiciones saturadas o no saturadas. En suelo saturado, el flujo se produce por gravedad y en dirección descendente. El flujo no saturado es causado por la aparición de gradientes debido a áreas adyacentes de mayor succión, y puede ocurrir en cualquier dirección.

Si el contenido de agua es superior a la capacidad de campo, SWAT simula directamente el flujo saturado. El modelo registra los contenidos de agua de los diferentes horizontes (mínimo 1 y máximo 10), pero asume que el agua se distribuye uniformemente dentro de cada uno. Esta suposición elimina la necesidad de modelar el flujo no saturado en la dirección horizontal. El flujo no saturado entre horizontes es indirectamente modelado por la distribución de la profundidad de la absorción de agua por la vegetación y de la evaporación.

El agua que supera en exceso el contenido de agua de la capacidad de campo estará disponible para la percolación o flujo lateral, salvo que la temperatura del suelo sea inferior a 0°C (en este caso no se calcula el movimiento del agua porque el suelo está helado).

La cantidad de agua que se mueve de un horizonte al inmediatamente inferior es calculada usando la metodología de propagación del almacenamiento ("*storage routing methodology*"). Así, la ecuación usada para calcular la cantidad de agua que percola hacia el horizonte subyacente es (Neistch *et al.*, 2005b):

$$w_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot \left(1 - \exp \left[\frac{-\Delta t}{TT_{perc}} \right] \right) \quad II.16$$

donde $w_{perc,ly}$ es la cantidad de agua que percola hacia el horizonte inferior en un día determinado (mm), $SW_{ly,excess}$ es el volumen de agua que se puede drenar en el horizonte (mm), Δt es la longitud del paso de tiempo y TT_{perc} es el tiempo de propagación de la percolación.

El tiempo de propagación de la percolación para cada horizonte se calcula según la ecuación (Neistch *et al.*, 2005b):

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad II.17$$

donde TT_{perc} es el tiempo de propagación de la percolación, SAT_{ly} es la cantidad de agua en el horizonte completamente saturado (mm), FC_{ly} es el contenido de agua del horizonte a capacidad de campo (mm) y K_{sat} es la conductividad hidráulica saturada del horizonte (mm/h).

El agua que se infiltra más allá del horizonte inferior del suelo entra en la zona vadosa o zona no saturada (la comprendida entre la parte inferior del perfil del suelo y el nivel freático del acuífero).

1.4. ESCORRENTÍA SUBTERRÁNEA

El agua subterránea es la que se encuentra en la zona saturada bajo una presión superior a la atmosférica. La entrada de agua en el sistema de almacenamiento subterráneo se produce por infiltración/percolación, aunque también puede darse la recarga por filtración (“*seepage*”) desde las masas de agua superficiales. Normalmente, el agua abandona el sistema de almacenamiento subterráneo por descargas hacia ríos o lagos, pero también es posible que el agua se mueva hacia arriba por ascenso capilar, desde la superficie freática a la franja capilar.

SWAT simula dos sistemas de acuíferos en cada subcuenca: el acuífero superficial y el profundo. El acuífero superficial es un acuífero libre que contribuye al flujo hacia el cauce principal de la subcuenca. El acuífero profundo es un acuífero confinado, y se asume que el agua que entra en el acuífero profundo contribuye al flujo de una corriente en algún sitio fuera de la cuenca (Arnold *et al.*, 1993).

1.4.1. Acuífero superficial

El balance de agua para el acuífero superficial es (Neistch *et al.*, 2005b):

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchrg} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{deep} - w_{pump,sh} \quad II.18$$

donde $aq_{sh,i}$ es el agua almacenada en el acuífero superficial el día i (mm), $aq_{sh,i-1}$ es el agua almacenada en el acuífero superficial el día $i-1$ (mm), w_{rchrg} es la recarga del acuífero (mm), Q_{gw} es el flujo de agua subterránea o flujo base hacia el canal principal (mm), w_{revap} es la cantidad de agua que entra en el suelo desde el acuífero en respuesta a deficiencias de agua (mm), w_{deep} es la cantidad de agua que percola desde el acuífero superficial hacia el profundo (mm) y $w_{pump,sh}$ es la cantidad de agua retirada del acuífero superficial por bombeo (mm).

Recarga

Es el agua que se mueve por percolación atravesando la parte inferior del perfil del suelo (o flujo preferencial) y fluyendo a través de la zona no saturada antes de convertirse en recarga del acuífero superficial. El retraso entre el momento en el que el agua se encuentra en el suelo y en el que entra en el acuífero, dependerá de la profundidad del nivel freático y de las propiedades hidráulicas de la zona no saturada.

Para contabilizar el tiempo de retraso en la recarga del acuífero una vez que el agua sale del perfil edáfico, SWAT utiliza la función exponencial ponderada empleada por Sangrey *et al.* (1984). La recarga del acuífero para un día determinado se calcula así (Neistch *et al.*, 2005b):

$$w_{rchrg,i} = \left(1 - \exp\left[-1/\delta_{gw}\right] \right) \cdot w_{seep} + \exp\left[-1/\delta_{gw}\right] \cdot w_{rchrg,i-1} \quad II.19$$

donde $w_{rchrg,i}$ es la recarga que entra en el acuífero el día i (mm), δ_{gw} es el tiempo de retraso o de drenaje de la formación geológica superior (días), w_{seep} es el agua que sale del perfil del suelo el día i (mm) y $w_{rchrg,i-1}$ es la recarga del acuífero el día $i-1$ (mm).

El tiempo de retraso no se puede medir directamente. Sin embargo, puede ser estimado por simulación de la recarga del acuífero, usando diferente valores para δ_{gw} y comparando las variaciones simuladas y las observadas del nivel freático (Sangrey *et al.*, 1984).

Flujo base

El acuífero superficial contribuye al flujo base aportado hacia el cauce principal o tramo dentro de la subcuenca. El flujo base alcanza el río cuando la cantidad de agua almacenada en el acuífero superficial excede un valor umbral determinado por el usuario ($aq_{sbtbr,q}$).

La relación entre el nivel freático y el flujo en estado de equilibrio se puede expresar como (Neitsh *et al.*, 2005b):

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} \cdot \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t] + w_{rchrg} \cdot (1 - \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t]) \quad II.20$$

donde $Q_{gw,i}$ es el flujo base hacia el canal principal el día i (mm), $Q_{gw,i-1}$ es el flujo base hacia el canal principal el día $i-1$ (mm), α_{gw} es el coeficiente de agotamiento, Δt es el incremento de tiempo (1 día) y w_{rchrg} es la recarga del acuífero (mm).

El coeficiente de agotamiento α_{gw} , es un índice que representa la respuesta del flujo base ante los cambios en la recarga (Smedema y Rycroft, 1983). Valores bajos (entre 0.1 y 0.3) indican la presencia de materiales con respuesta lenta a la recarga; por el contrario valores más altos (entre 0.9 y 1.0) se relacionan con terrenos de respuesta rápida. Este valor puede ser estimado en la cuenca analizando los caudales durante periodos sin recarga.

Cuando el acuífero superficial no recibe recarga, la ecuación II.20 se simplifica y queda así:

$$Q_{gw} = Q_{gw,0} \cdot \exp[-\alpha_{gw} \cdot t] \quad II.21$$

donde Q_{gw} es el flujo base en el canal principal en el tiempo t (mm), $Q_{gw,0}$ es el flujo base al comienzo de la recesión (tiempo = 0, mm), α_{gw} es el coeficiente de agotamiento y t es el tiempo desde el comienzo de la recesión (días). El coeficiente de agotamiento se obtiene reordenando la ecuación II.21.

$$\alpha_{gw} = \frac{1}{N} \cdot \ln \left[\frac{Q_{gw,N}}{Q_{gw,0}} \right] \quad II.22$$

donde α_{gw} es el coeficiente de agotamiento, N es el tiempo desde que comienza la recesión (días), $Q_{gw,N}$ es el flujo base en el día N (mm) y $Q_{gw,0}$ es el flujo base al comienzo de la recesión (mm).

Se puede obtener el valor del coeficiente de agotamiento (α_{gw}) a partir del análisis de los datos registrados en las estaciones de aforo. Así, BFD es el número de días necesario para que el flujo base disminuya en un ciclo logarítmico:

$$\alpha_{gw} = \frac{1}{N} \cdot \ln \left[\frac{Q_{gw,N}}{Q_{gw,0}} \right] = \frac{1}{BFD} \cdot \ln[10] = \frac{2.3}{BFD} \quad II.23$$

Evaporación a partir del acuífero o “REVAP”

El agua puede moverse desde el acuífero superficial hacia la zona no saturada suprayacente. En periodos secos el agua de la franja capilar, que separa la zona saturada de la no saturada, se evaporaría y difundiría hacia arriba. A medida que el agua es retirada de la franja capilar por evaporación, ésta es reemplazada por el agua del acuífero. El agua del acuífero también puede ser retirada por plantas de raíces profundas.

SWAT modela el movimiento del agua en el acuífero hacia las capas superiores no saturadas como una función de la demanda de agua para evapotranspiración. Para evitar la confusión con la evaporación y transpiración desde el suelo, este proceso se denomina “REVAP”. La componente “REVAP” puede ser significativa en cuencas donde la zona saturada está cerca de la superficie o en donde crecen plantas de raíces profundas. Debido a que el tipo de cobertura vegetal influye en la importancia de “REVAP”, los parámetros que la controlan dependen de los usos del suelo. Este proceso solo se permite si la cantidad

de agua almacenada en el acuífero superficial excede de un valor umbral especificado por el usuario ($aq_{shtbr,rtp}$).

La cantidad máxima de agua que se retiraría del acuífero por el proceso de “REVAP” en un día determinado es (Neistch *et al.*, 2005b):

$$w_{revap,mx} = \beta_{rev} \cdot E_0 \quad II.24$$

donde $w_{revap,mx}$ es la máxima cantidad de agua que asciende hacia el suelo en respuesta a deficiencias de agua (mm), β_{rev} es un coeficiente de “REVAP” y E_0 es la evapotranspiración potencial (mm). La cantidad real de “REVAP” que tendría lugar en un día determinado se calcula de la siguiente forma:

$$w_{revap} = 0 \quad \text{si } aq_{sb} \leq aq_{shtbr,rtp} \quad II.25$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} - aq_{shtbr,rtp} \quad \text{si } aq_{shtbr,rtp} < aq_{sb} < (aq_{shtbr,rtp} + w_{deep,mx}) \quad II.26$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} \quad \text{si } aq_{sb} \geq (aq_{shtbr,rtp} + w_{deep,mx}) \quad II.27$$

donde w_{revap} es el agua que entra en el suelo como respuesta a la deficiencia de agua (mm), $w_{revap,mx}$ es la cantidad máxima de agua que puede entrar en el suelo (mm), aq_{sb} es la cantidad de agua almacenada en el acuífero superficial al comienzo del día i (mm) y $aq_{shtbr,rtp}$ es el nivel umbral de agua en el acuífero superficial para que se produzca “REVAP” o la percolación hacia el acuífero profundo (mm).

1.4.2. Acuífero profundo

Se puede destinar una fracción de la recarga diaria al acuífero profundo. La percolación hacia el acuífero profundo tiene lugar si la cantidad de agua almacenada en el acuífero superficial excede un valor umbral especificado por el usuario ($aq_{shtr,rtp}$).

La máxima cantidad de agua que se retiraría del acuífero superficial para recargar el acuífero profundo sería (Neistch *et al.*, 2005b):

$$w_{deep,mx} = \beta_{deep} \cdot w_{rchrg} \quad II.28$$

donde $w_{deep,max}$ es la máxima cantidad de agua que entra en el acuífero profundo el día i (mm), β_{deep} es un coeficiente de percolación y w_{rebrg} es la recarga del acuífero el día i (mm). La percolación real hacia el acuífero se calcula como:

$$w_{deep} = 0 \quad \text{si } aq_{sb} \leq aq_{shbr,rtp} \quad II.29$$

$$w_{deep} = w_{deep,max} - aq_{shbr,rtp} \quad \text{si } aq_{shbr,rtp} < aq_{sb} < (aq_{shbr,rtp} + w_{deep,max}) \quad II.30$$

$$w_{deep} = w_{deep,max} \quad \text{si } aq_{sb} \geq (aq_{shbr,rtp} + w_{deep,max}) \quad II.31$$

donde w_{deep} es el agua que entra en el acuífero profundo el día i (mm), $w_{deep,max}$ es la cantidad máxima de agua que puede entrar en el acuífero profundo el día i (mm), aq_{sb} es la cantidad de agua almacenada en el acuífero superficial al comienzo del día i (mm) y $aq_{shbr,rtp}$ es el nivel umbral de agua en el acuífero superficial para que se produzca “REVAP” o percolación hacia el acuífero profundo (mm).

El balance hídrico del acuífero profundo es:

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - w_{pump,dp} \quad II.32$$

donde $aq_{dp,i}$ es el agua almacenada en el acuífero profundo el día i (mm), $aq_{dp,i-1}$ es el agua almacenada en el acuífero profundo el día $i-1$ (mm), w_{deep} es el agua que percola del acuífero superficial hacia el profundo el día i (mm) y $w_{pump,dp}$ es el agua retirada del acuífero profundo por bombeo el día i (mm). El agua que entra en el acuífero profundo se considera una pérdida del sistema.

1.5. EVAPOTRANSPIRACIÓN

La evapotranspiración es un término que incluye todos los procesos por lo cuales el agua de la superficie terrestre se convierte en vapor de agua. Ésta incluye la evaporación a partir del dosel vegetal, la transpiración, la sublimación y la evaporación a partir del suelo. La evapotranspiración es el primer mecanismo de retirada de agua de la cuenca. Alrededor de un 62% de la precipitación que cae sobre los continentes se evapotranspira (Neistch *et al.*, 2005b).

La diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración es el agua disponible para el uso y gestión del hombre. Una estimación fiable de la evapotranspiración es clave en el cálculo de los recursos hídricos.

1.5.1. Intercepción

El dosel vegetal puede afectar significativamente a la infiltración, a la escorrentía superficial y a la evapotranspiración. El dosel vegetal reduce la energía con la que impactan las gotas de agua sobre el suelo y retiene una fracción de la precipitación. La influencia que el dosel vegetal ejerce sobre estos procesos está en función de la densidad de la cobertura vegetal, de la morfología de las especies vegetales y de la intensidad de la precipitación.

Cuando se calcula la escorrentía superficial por el método del número de curva del SCS, se agrupa la intercepción vegetal en el parámetro de las abstracciones iniciales. Esta variable incluye solamente el almacenamiento superficial y la infiltración previa a la escorrentía; se estima como el 20% del valor de la capacidad máxima de retención para un día determinado (Neitsch *et al.*, 2005b).

SWAT permite calcular la cantidad de agua que retiene el dosel vegetal; ésta varía diariamente en función del índice del área foliar:

$$can_{day} = can_{mx} \cdot \frac{LAI}{LAI_{mx}} \quad II.33$$

donde can_{day} es la máxima cantidad de agua que puede quedar retenida en la vegetación (mm), can_{mx} es la máxima cantidad de agua que puede retener la vegetación cuando está totalmente desarrollada (mm), LAI es el índice del área foliar y LAI_{mx} es el máximo índice del área foliar para la planta.

1.5.2. Evapotranspiración potencial (ETP)

La ETP se define como la evapotranspiración que tendría lugar en un área uniformemente cubierta por vegetación en crecimiento y que tiene acceso ilimitado al agua del suelo. Se han desarrollado numerosos métodos para estimar la ETP. SWAT incorpora tres de ellos:

el método de Penman-Monteith (Monteith, 1965; Allen, 1986; Allen *et al.*, 1989), el método de Priestley-Taylor (Priestley y Taylor, 1972) y el método de Hargreaves (Hargreaves *et al.*, 1985). Además si se prefiere aplicar otro método de cálculo, el modelo SWAT puede leer valores diarios de ETP.

Estos tres métodos incluidos en SWAT se diferencian en el número de datos de entrada requeridos. El método de Penman-Monteith necesita datos de radiación solar, de temperatura del aire, de humedad relativa y de velocidad del viento. El método de Priestley-Taylor requiere datos de radiación solar, de temperatura del aire y de humedad relativa. El método de Hargreaves demanda únicamente datos de temperatura. En el Capítulo III apartado 4.2 se expondrá una explicación del cálculo de la ETP empleando cada uno de estos métodos.

1.5.3. Evapotranspiración real (ETR)

Después de determinar la evapotranspiración potencial, se puede calcular la evaporación real. En primer lugar SWAT retira por evaporación la precipitación interceptada por el dosel vegetal y calcula, usando una propuesta similar a la de Ritchie (1972), las máximas cantidades de agua transpirada y de agua retenida por sublimación/evaporación del suelo. Posteriormente calcula la cantidad real de sublimación (cuando hay nieve) y la evaporación de agua del suelo.

Evaporación de la precipitación almacenada en el dosel

El agua libre que se encuentra en el dosel vegetal está disponible para ser retirada por evapotranspiración. La cantidad de evaporación real de la precipitación interceptada es especialmente significativa en los bosques en los que, en ocasiones, la evaporación de la precipitación interceptada es superior a la transpiración.

Cuando SWAT calcula la evaporación real, elimina tanta agua como es posible del almacenamiento vegetal. Si la evapotranspiración potencial (E_0) es inferior a la cantidad de agua libre retenida en el dosel (R_{INT}) entonces (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$E_a = E_{can} = E_0 \quad II.34$$

$$R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{can} \quad II.35$$

donde E_a es la evapotranspiración real que tiene lugar en la cuenca (mm), E_{can} es la evaporación de agua libre del dosel (mm), E_0 es la evapotranspiración potencial (mm), $R_{INT(i)}$ es la cantidad inicial de agua libre retenida en el dosel vegetal (mm) y $R_{INT(f)}$ es la cantidad final de agua retenida en el dosel vegetal (mm).

Si la evapotranspiración potencial (E_0) es mayor que la cantidad de agua libre retenida en el dosel (R_{INT}) entonces (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$E_{can} = E_{INT(i)} \quad II.36$$

$$R_{INT(f)} = 0 \quad II.37$$

Una vez que ha sido evaporada el agua libre del dosel, la demanda de evaporación de agua restante ($E'_0 = E_0 - E_{can}$) se divide entre la vegetación y el suelo.

Transpiración

Para todos los métodos de cálculo de la evapotranspiración, excepto para el de Penman-Monteith, la transpiración se calcula como (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$E_t = \frac{E'_0 \cdot LAI}{3} \quad 0 \leq LAI \leq 3 \quad II.38$$

$$E_t = E'_0 \quad LAI > 3 \quad II.39$$

donde E_t es la transpiración máxima para un día determinado (mm), E'_0 es la evapotranspiración potencial ajustada con la evaporación del agua libre del dosel (mm) y LAI el índice del área foliar. El valor calculado por las ecuaciones *II.38* y *II.39* es la transpiración que tendría lugar un día determinado, cuando la vegetación está en crecimiento bajo condiciones ideales. La cantidad de transpiración real puede ser menor que este valor debido a la falta de agua disponible en el suelo.

Evaporación a partir del suelo

Cuando existe demanda de evaporación de agua del suelo, SWAT divide la demanda de evaporación entre los diferentes horizontes. La ecuación usada para determinar la cantidad máxima permitida de agua para ser evaporada es:

$$E_{soil,z} = E_s'' \cdot \frac{z}{z + \exp(2.374 - 0.00713 \cdot z)} \quad II.40$$

donde $E_{soil,z}$ es la demanda de evaporación a la profundidad z (mm), E_s'' es la máxima evaporación de agua del suelo (mm) y z es la profundidad. Los coeficientes de esta ecuación han sido seleccionados para que el 50% de la demanda de evaporación fuera extraída de los primeros 10 mm del suelo y el 95% de los primeros 100 mm.

La demanda de evaporación de los horizontes se determina tomando la diferencia entre las demandas de evaporación de los límites superior e inferior. Además se incorpora un coeficiente para permitir al usuario modificar la distribución de los horizontes en función de la profundidad:

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \cdot esco \quad II.41$$

donde $E_{soil,ly}$ es la demanda de evaporación del horizonte ly (mm), $E_{soil,zl}$ es la demanda de evaporación del límite inferior del horizonte (mm), $E_{soil,zu}$ es la demanda de evaporación del límite superior del horizonte (mm) y $esco$ es el coeficiente de compensación de la evaporación del suelo. Cuando el valor de $esco$ es pequeño, el modelo puede extraer de los niveles inferiores mucha demanda de evaporación.

Para limitar la cantidad de agua eliminada por evaporación en condiciones secas, SWAT define un valor máximo de agua que puede ser retirado para cualquier periodo. Este valor máximo representa el 80% del agua disponible para la vegetación en un día determinado. El agua disponible para la vegetación se define como el contenido total de agua en el horizonte, menos el contenido de agua en el punto de marchitamiento permanente (1.5 MPa).

1.6. CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN

La calibración del modelo SWAT consiste en lograr un ajuste satisfactorio entre el caudal observado y el simulado, mediante el cambio del valor de los parámetros con mayor influencia en la simulación. El proceso de validación es medir la capacidad predictiva del modelo mediante la comparación del caudal simulado y el observado, en un periodo diferente al de la calibración (Wagener *et al.*, 2004).

1.6.1. Parámetros estadísticos

Con el fin de evaluar la eficiencia de las distintas simulaciones realizadas en la calibración, los hidrogramas resultantes se comparan visualmente con los observados. Por otro lado, se calculan los siguientes parámetros estadísticos empleados habitualmente en hidrología: coeficiente de correlación de Pearson (r), parámetro de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE), error cuadrático medio (RMS) y desviación de los volúmenes de escorrentía (DV):

Coefficiente de correlación de Pearson, r

$$r = \frac{\sum_{t=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})(Q_{sim} - \overline{Q_{sim}})}{\sqrt{\sum_{t=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2 \sum_{t=1}^n (Q_{sim} - \overline{Q_{sim}})^2}} \quad II.42$$

donde Q_{obs} es el caudal observado, $\overline{Q_{obs}}$ es el caudal medio observado, Q_{sim} es el caudal simulado, $\overline{Q_{sim}}$ es el caudal medio simulado y n es el número de datos.

Parámetro de eficiencia de Nash y Sutcliffe, NSE (Nash y Sutcliffe, 1970)

$$NSE = 1 - \left(\frac{\sum_{t=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum_{t=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \right) \quad II.43$$

donde Q_{obs} es el caudal observado, $\overline{Q_{obs}}$ es el caudal medio observado, Q_{sim} es el caudal simulado y n es el número de datos.

Este parámetro adimensional está ampliamente aceptado en hidrología como un evaluador de la eficacia de los modelos hidrológicos (Green y Stephenson, 1986), con un significado similar a los valores obtenidos por el coeficiente de determinación (R^2). Los valores de NSE próximos a uno indican un ajuste excelente a la realidad, en cuanto a la forma de la curva que representa el hidrograma (Fernández de Villarán, 2006). Moriasi *et al.* (2007) consideran que un valor de NSE para datos mensuales inferior a 0.50 es insatisfactorio. También establece que valores del NSE entre 0.5 y 0.65 son satisfactorios, entre 0.65 y 0.75 buenos y entre 0.75 y 1.00 muy buenos.

Error cuadrático medio, RMS (Hogue et al., 2006)

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})^2} \quad II.45$$

donde Q_{obs} es el caudal observado, Q_{sim} es el caudal simulado y n es el número de datos.

Desviación del volumen de escorrentía, DV (Boyle et al., 2000)

$$DV = \frac{\sum_{t=1}^n Q_{sim}}{\sum_{t=1}^n Q_{obs}} \quad II.46$$

donde Q_{obs} es el caudal observado, Q_{sim} es el caudal simulado y n es el número de datos.

Durante el proceso de calibración, y en relación con los índices estadísticos anteriores, se pretende optimizar r y NSE , minimizar el RMS y llevar el parámetro DV hasta un valor próximo a 1.

La calibración y validación del modelo son un factor clave para la reducción de la incertidumbre y el incremento de la confianza del usuario en las capacidades predictivas del modelo (White y Chaubey, 2005).

El modelo SWAT posee una gran cantidad de parámetros con influencia en el proceso de calibración; además, los parámetros calibrados pueden afectar a diferentes procesos físicos, lo que dificulta enormemente el proceso de calibración. Mediante un análisis de sensibilidad se estudia cuáles de los parámetros de entrada tienen una mayor influencia en los resultados del modelo.

1.6.2. Calibración con SWAT-CUP

SWAT-CUP es una interfaz desarrollada para SWAT que aglutina distintos procedimientos para llevar a cabo la calibración; además esta interfaz también permite realizar el análisis de sensibilidad, la validación y el análisis de incertidumbre (Abbaspour, 2009). SWAT-CUP sigue un método de autocalibración automatizada, en la que los parámetros se van cambiando sistemáticamente, extrayendo la información de los archivos de salida del modelo SWAT. El principal objetivo de este programa es proveer un nexo de unión entre las salidas y las entradas del programa de calibración y el modelo.

En este trabajo se utilizó el subprograma SUFI-2 (“*Sequential Uncertainty Fitting*” versión 2) para la calibración y el análisis de incertidumbre del modelo. SUFI-2 tiene en cuenta todas las fuentes de incertidumbre: las variables conductoras (por ejemplo la precipitación), el modelo conceptual, los parámetros y los datos observados.

Para cuantificar el grado de incertidumbre se usa el factor P , que es el porcentaje de datos observados acotados en el 95% de la predicción de la incertidumbre (95PPU). En SUFI-2 la incertidumbre de un parámetro de entrada se representa por una distribución uniforme. Por otro lado, la incertidumbre de la salida del modelo es cuantificada por el 95PPU, calculado como el percentil 2.5% y 97.5% de la distribución acumulada de las variables de salida, obtenidas a través de un muestreo por Hipercubo Latino “*Latin hypercube sampling*” (Abbaspour *et al.*, 2007).

El concepto de muestreo por Hipercubo Latino está basado en la simulación de Monte Carlo (McKay *et al.*, 1979; Iman y Conover, 1980; McKay, 1988; Minasny y McBratney, 2006), pero usando un procedimiento aleatorio estratificado que proporciona una estimación eficiente de las estadísticas de salida. Así, se subdivide la distribución de cada parámetro en n rangos, cada uno con una probabilidad de ocurrencia igual a $1/n$. Luego se generan valores aleatorios de cada parámetro, de manera que cada rango se muestrea una sola vez. El modelo se ejecuta N veces con las combinaciones aleatorias de los parámetros.

Otro parámetro que cuantifica la fuerza del análisis de calibración/incertidumbre es el factor R , que es la anchura media de la banda de 95PPU dividida por la desviación estándar de los datos observados.

SUFI-2 trata que la mayor parte de los datos observados estén dentro de la banda de incertidumbre 95PPU. Este concepto puede observarse en la Figura II.1, donde se muestra como el valor único de un parámetro (representado en la Figura II.1a como un punto) da una sola respuesta del modelo. Por el contrario, la propagación de la incertidumbre en un parámetro (representado por una línea) lleva al 95% de la predicción de la incertidumbre (95PPU) representada en la Figura II.1b por la región sombreada. Si la incertidumbre del parámetro de entrada aumenta, también lo hace la incertidumbre de la salida; es decir, aumenta el grosor del 95PPU y no necesariamente de manera lineal (Fig. II.1c).

La representación de los valores medidos a lo largo de la gráfica y que recoge el valor del 95PPU (línea roja en la Fig. II.1d), puede ayudar a establecer el rango de incertidumbre del modelo. Por ejemplo, si inicialmente se fija el rango máximo de parámetros posibles y aún así los datos observados no se sitúan en el interior de la banda de 95PPU (Fig. II.1d), el problema no es de la calibración del parámetro, si no que el modelo conceptual tiene que ser reexaminado.

SUFI-2 comienza suponiendo una gran incertidumbre del parámetro de entrada, de modo que los datos observados caigan inicialmente dentro del 95PPU; luego, mientras se controlan los valores de los factores P y R , se lleva a cabo una disminución de la incertidumbre. El rango de cada parámetros se actualiza en cada paso, de tal forma que sea siempre más pequeño que el anterior, y más próximo a la mejor simulación (Abbaspour *et al.*, 2004 y 2007).

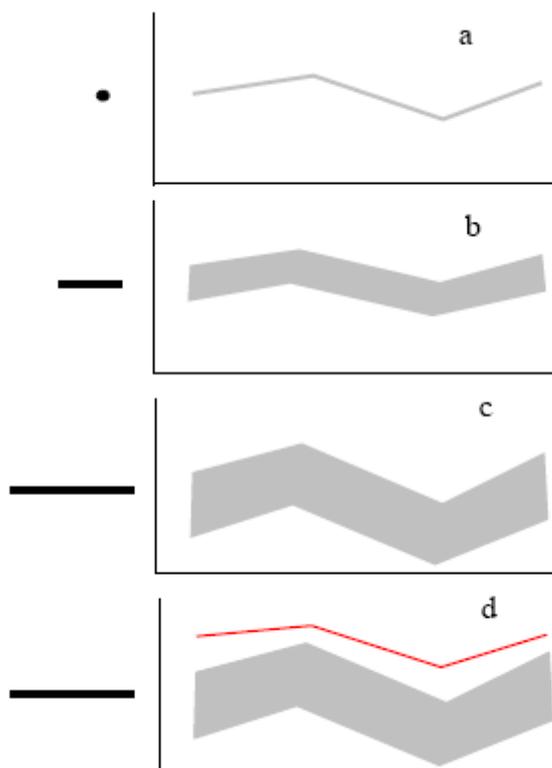


Figura II.1. Ilustración conceptual de las relaciones entre la incertidumbre del parámetro de entrada y la predicción de la incertidumbre (Abbaspour, 2009).

El valor de P varía entre 0 y 1, mientras que el de R lo hace entre 0 e infinito. Si P es 1 y R es 0, significa que es una simulación que reproduce exactamente los datos observados. En general, hay que alcanzar un equilibrio entre R y P ; para alcanzar un valor alto de P normalmente hay que sacrificar R . Cuando se alcanzan valores aceptables de los factores R y P , la incertidumbre del parámetro está dentro del rango deseado (Abbaspour *et al.*, 2009). A continuación se definirá paso a paso el algoritmo desarrollado por SUFI-2:

Paso 1.

Se define la función objetivo. Existen diferentes formas de formular la función objetivo (por ejemplo, Gupta *et al.*, 1998; Legates y McCabe, 1999). Cada formulación de la función objetivo llevará a un resultado diferente; por ello el rango final de los parámetros siempre está condicionado a la función objetivo. SUFI-2 incluye siete tipos de función objetivo, y de ellas se utilizará en este trabajo el coeficiente de Nash y Sutcliffe (ver apartado 1.6.1)

Paso 2.

Se establece el máximo y mínimo físicamente significativo, que es el rango del parámetro que va a ser optimizado. Se asume que los parámetros están uniformemente distribuidos entre el valor mínimo y máximo. Además, los parámetros deben ser físicamente significativos (Abbaspour, 2009).

$$b_j : b_{j,abs_min} \leq b_j \leq b_{j,abs_max} \quad j = 1, \dots, m \quad II.47$$

Donde b_j es el parámetro y m es el número de parámetros estimados.

Paso 3.

Este paso es opcional pero sumamente recomendado (Abbaspour, 2009). Consiste en el análisis de sensibilidad de todos los parámetros en las etapas iniciales de la calibración. Se fijan todos los parámetros en valores constantes, excepto uno que varía dentro del rango asignado (Abbaspour, 2009).

Paso 4.

Se asignan en la primera ronda de muestreo del Hipercubo Latino los rangos iniciales de incertidumbre para cada parámetro. El análisis de sensibilidad del paso tres puede constituir una herramienta adecuada para establecer los rangos apropiados.

Paso 5.

Se lleva a cabo el muestreo por Hipercubo Latino; esto conduce a n combinaciones de parámetros (n es el número de simulaciones). El valor de n debería ser relativamente alto, entre 500-1000 simulaciones (Abbaspour, 2009). Se ejecuta el programa n veces y se realiza la simulación de las variables de salida que tengan interés en la calibración.

Pasos 6 y 7.

En esta etapa se evalúan las simulaciones y se calcula la función objetivo g . También se calculan una serie de parámetros para evaluar cada muestreo. Primero se obtiene la matriz de sensibilidad J :

$$J_{ij} = \frac{\Delta g_i}{\Delta b_j} \quad i = 1, \dots, C_2^n \quad j = 1, \dots, m \quad II.48$$

donde C_2^n es el número de filas de la matriz de sensibilidad (igual a todas las combinaciones posibles de las dos simulaciones) y j es el número de columnas (número de parámetros). Luego se obtiene el equivalente a la matriz Hessiana (H , “*Hessian Matrix*”), que se calcula mediante el método de Gauss-Newton y despreciando las derivadas de alto orden:

$$H = J^T J \quad II.49$$

Basado en el teorema de Cramer-Rao (Press *et al.*, 1992) se calcula una estimación del límite inferior de la matriz de covarianza de los parámetros C :

$$C = s_g^2 (J^T J)^{-1} \quad II.50$$

donde s_g^2 es el valor de la varianza de la función objetivo, resultante de las n simulaciones.

La estimación de la desviación estándar y el intervalo de confianza del 95% del parámetro b_j se calcula a partir de los elementos de la diagonal de C como (Press *et al.*, 1992):

$$s_j = \sqrt{C_{jj}} \quad II.51$$

$$b_{j,lower} = b_j^* - t_{v,0.025} s_j \quad II.52$$

$$b_{j,upper} = b_j^* + t_{v,0.025} s_j \quad II.53$$

donde b_j^* es el parámetro b de una de las mejores soluciones (por ejemplo, los parámetros que proceden del menor valor de la función objetivo) y v es el grado de libertad ($n-m$). La correlación de los parámetros puede ser gestionada usando los términos diagonales y fuera de la diagonal de la matriz de covarianza:

$$r_{ij} = \frac{C_{ij}}{\sqrt{C_{ii}} \sqrt{C_{jj}}} \quad II.54$$

La matriz de correlación r cuantifica el cambio en la función objetivo, como resultado de la variación de un parámetro i y el cambio relativo en otro parámetro j . Como todos los parámetros pueden cambiar, la correlación entre dos parámetros es bastante pequeña. En

SUFI-2 ocurre lo contrario, cambiándose el valor de un parámetro mientras el resto mantiene un valor constante.

La sensibilidad de los parámetros g se calcula mediante el sistema de múltiple regresión, el cual devuelve los parámetros generados por el Hipercubo Latino en función de los valores objetivos:

$$g = \alpha + \sum_{i=1}^m \beta_i b_i \quad II.55$$

A continuación se usa un test t para identificar el significado relativo de cada parámetro b_i . Las medidas de sensibilidad dadas por este test son diferentes de las calculadas en el paso 3; estas medidas son estimadas a partir de la media de cambios en la función objetivo, resultado de los cambios de cada parámetro, y mientras que el resto de los parámetros están cambiando. Por lo tanto, el test t aporta una sensibilidad relativa basada en aproximaciones lineales, por eso sólo se obtiene información parcial sobre la sensibilidad de la función objetivo hacia los parámetros.

Paso 8.

Se evalúan las medidas de incertidumbre obtenidas. Como SUFI-2 es un procedimiento estocástico, algunos parámetros estadísticos no son aplicables, como el porcentaje de error, R^2 y el coeficiente de Nash-Sutcliffe (que comparan dos variables). Debido a ello, se calcula para todas las variables de la función objetivo el 95% de predicción de incertidumbres (95PPU).

Como se ha mencionado anteriormente, el 95PPU se calcula como los percentiles 2.5 (X_L) y 97.5 (X_U) de la distribución acumulada de cada punto. Por lo tanto, la bondad del ajuste es evaluada mediante la medida de la incertidumbre; esta media se calcula a partir del porcentaje de medida del dato acotado por el 95PPU y de la distancia media \bar{d} entre en límite superior e inferior de 95PPU (o del grado de incertidumbre). La distancia media se obtiene así:

$$\bar{d}_x = \frac{1}{k} \sum_{l=1}^k (X_U - X_L)_l \quad II.56$$

donde k es el número de puntos con datos observados. El mejor resultado será cuando el 100% de las medidas estén acotadas en el 95PPU y \bar{d} sea cercano a cero. No obstante, debido a los errores de los parámetros de entrada y de las incertidumbres del modelo, estos valores ideales nunca son alcanzados.

Paso 9.

Debido a que inicialmente el rango establecido es amplio, (dado que la incertidumbre del parámetro es elevada inicialmente,) los valores de \bar{d} tienden a ser bastante elevados durante el primer muestreo. Por eso, para los siguientes muestreos es necesario actualizar los rangos de los parámetros e ir reduciéndolos:

$$b'_{j,\min} = b_{j,\text{lower}} - \text{Max}\left(\frac{(b_{j,\text{lower}} - b_{j,\min})}{2}, \frac{(b_{j,\max} - b_{j,\text{upper}})}{2}\right) \quad \text{II.57}$$

$$b'_{j,\max} = b_{j,\text{upper}} + \text{Max}\left(\frac{(b_{j,\text{lower}} - b_{j,\min})}{2}, \frac{(b_{j,\max} - b_{j,\text{upper}})}{2}\right) \quad \text{II.58}$$

donde b' indica los valores actualizados. Los parámetros de la mejor simulación son usados para calcular $b_{j,\text{lower}}$ y $b_{j,\text{upper}}$.

1.7. APLICACIÓN DEL MODELO SWAT

El proceso de simulación de una cuenca hidrográfica comienza con el Modelo Digital del Terreno (MDT) o también denominado de Elevaciones (MDE); éste representa la distribución espacial de la altitud del terreno sobre el nivel de referencia. La importancia de los MDT radica en que de su análisis, se pueden deducir un conjunto de importantes características del relieve y con aplicación en numerosos ámbitos. Por ejemplo, se puede clasificar el terreno según las clases de pendientes, estudiar orientaciones, definir la circulación de flujos de escorrentía y calcular su longitud y obtener perfiles longitudinales del terreno. Hay que señalar la importancia del tamaño de celda, pues de él depende la precisión con que se representa el terreno, y por lo tanto, la calidad de los resultados obtenidos en el análisis (Mártinez y Hernández, 2003).

A continuación la cuenca se divide en subcuencas, que son el primer nivel de subdivisión; éstas estarían georreferenciadas y relacionadas espacialmente. SWAT es un modelo

básicamente unidimensional, de base fuertemente empírica y cuyos procesos espaciales en planta, están promediados según tramos homogéneos de tamaño no condicionado a priori (Neitsh *et al.*, 2005b). Cada subcuena tiene definido al final del tramo un punto en el cauce (“*outlet*”). La subcuena está compuesta por todos los píxeles cuya escorrentía superficial alcanza el cauce entre el “*outlet*” final y el situado inmediatamente aguas arriba del mismo, es decir, otra subcuena (Herrero *et al.*, 2005).

El programa incorpora un valor de área umbral, en función del cual se puede definir el detalle de la red de drenaje, así como el tamaño y número de las subcuenas. Con este umbral se define el área mínima de drenaje para formar una subcuena. Además se pueden incluir los “*outlets*” (puntos de desagüe de las subcuenas) que se deseen.

Una vez definido el detalle de la red de drenaje, el número de “*outlets*” y de subcuenas, se procede a introducir la información referente a los usos del suelo. En este proceso, y mediante una herramienta de reclasificación de SWAT, se relacionan los usos incluidos en la base de datos de SWAT con aquellos que más se parezcan en sus características a los existentes en la cuenca.

Luego es necesaria la información edafológica. Se creó una base de datos con la información requerida por el programa: profundidad del perfil, textura, porcentaje de materia orgánica, conductividad hidráulica saturada, densidad aparente, grupo hidrológico del número de curva y capacidad de agua disponible. La capacidad de agua disponible se calcula mediante la fórmula de Saxton *et al.* (1986) a partir de los datos de textura. A continuación se define el rango de pendiente.

Las subcuenas se dividen en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU’s, que responde a las siglas en inglés de Hydrologic Response Units). Estas unidades son porciones de la subcuena que poseen una combinación única de tipo de suelo, de uso de la tierra y de coberturas y de pendiente (Neitsch *et al.*, 2005b). Esto permite cuantificar la heterogeneidad de la cuenca.

No existe interacción entre las HRU’s dentro de una subcuena; la escorrentía superficial para cada unidad se calcula independientemente y luego se suman para obtener el total de la subcuena. La ventaja de esta división es el aumento de la exactitud en la predicción de la

escorrentía, ya que permitirá reflejar las diferencias en la evapotranspiración y otras condiciones hidrológicas, para distintas coberturas, suelos y pendientes (Di Luzio *et al.*, 2002). Después se establece un porcentaje umbral, de manera que el programa no considerará las HRU's con porcentajes inferiores al umbral.

Por último, se introducen los datos climáticos. En este caso sólo se disponen de datos diarios de precipitación y de temperatura del aire (máxima y mínima); no obstante SWAT permite introducir datos de radiación solar, de velocidad del viento y de humedad relativa. Esta información no está disponible en ninguna de las estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología. SWAT incluye una herramienta mediante la cual es posible generar el clima, a partir de una serie de parámetros medios calculados en las estaciones. En esta tesis sólo se usarán los datos registrados en las estaciones meteorológicas seleccionadas. La evapotranspiración potencial se calculará a partir del Método de Hargreaves (Hargreaves *et al.*, 1985), que sólo requiere datos de temperatura del aire.

Una vez realizada la simulación se procede a la calibración. Mediante el análisis de sensibilidad se determinaron los parámetros del módulo hidrológico a los que el área de estudio era más sensible (Tabla I.1). Estos parámetros son los de mayor influencia y todos se refieren a las aguas subterráneas:

- **ALPHA_BF:** es el coeficiente de agotamiento (α_{gw} , días). Es un índice directo de la respuesta del flujo base a los cambios en la recarga. Varía entre 0 y 1; valores de 0.1 a 0.3 indican acuíferos con respuesta lenta a la recarga, y valores de 0.9 a 1 acuíferos con respuesta rápida (Neitsch *et al.*, 2005b).
- **GWQMN:** es la profundidad umbral de agua en el acuífero necesaria para que tenga lugar el flujo base (mm). Es decir, el flujo base hacia el río sólo se permite si la profundidad del agua en el acuífero superficial es igual o superior a GWQMN ($aq_{subr,q}$).
- **GW_REVAP:** es el coeficiente “REVAP” (β_{rev}). Este coeficiente regula el movimiento del agua desde el acuífero superficial hacia la zona no saturada. En periodos en los que el suelo está muy seco, el agua que se encuentra en los poros capilares (que separan la zona saturada de la no saturada) puede evapotranspirarse. El agua retirada de los poros se reemplaza por el agua de la parte superior del

acuífero. El agua sólo es retirada directamente del acuífero por las raíces profundas de la vegetación.

Este proceso es significativo en cuencas donde la zona saturada no es muy profunda, o cuando las raíces de la vegetación están muy desarrolladas y son muy profundas. Por lo tanto, el tipo de cobertura influiría en la importancia del “*REVAP*” en el balance del agua; es decir, los parámetros que gobiernan el “*REVAP*” dependen del uso del suelo.

Si *GW_REVAP* está próximo a 0, se restringe la salida de agua del acuífero superficial; si se aproxima a 1, la fracción de agua que sale del acuífero superficial es aproximadamente igual a la ETP. El valor máximo y mínimo que puede tomar esta variable en SWAT es de 0.2 y 0.02 respectivamente.

- **REVAPMN:** es la profundidad umbral del agua en el acuífero superficial para que “*REVAP*” o la percolación al acuífero profundo tenga lugar (mm). El movimiento del agua del acuífero superficial a la zona no saturada o al acuífero profundo, se permite sólo si el volumen de agua en el acuífero superficial es igual o superior al valor de *REVAPMN* ($aq_{shbr, rrp}$).
- **GW_DELAY:** es el tiempo de retraso de la infiltración del agua subterránea (δ_{gw}). El agua tiene que atravesar la zona no saturada antes de convertirse en recarga del acuífero. El tiempo que transcurre desde la entrada del agua en el suelo hasta que llega al acuífero superficial dependerá de la profundidad del nivel freático y de las propiedades hidráulicas de la formación geológica de la zona no saturada.
- **RCHRG_DP:** es la fracción de agua que percola al acuífero profundo (β_{deep}). El valor mínimo y máximo de esta variable es 0 y 1.0.
- **SHALLST:** es el contenido inicial de agua en el acuífero superficial (mm).
- **DEEPST:** es el contenido inicial de agua en el acuífero subterráneo (mm).

Otras variables importantes son:

- **CN2:** es el número de curva del SCS para la condición antecedente de humedad II. El número de curva está en función de la permeabilidad del suelo, del uso y de la condición antecedente de la humedad del suelo.
- **ESCO:** es el factor de compensación de la evaporación del suelo. ESCO varía entre 0.01 y 0.1. Cuando el valor de ESCO es reducido, el modelo puede extraer por evaporación una mayor cantidad de agua del suelo.

- **SOL_AWC:** es la capacidad de agua disponible (mm de agua/mm de suelo). Es el agua disponible para la vegetación. Se calcula sustrayendo la fracción de agua disponible en el punto de marchitamiento permanente al agua existente a capacidad de campo.
- **SURLAG:** es el coeficiente de retraso de la escorrentía superficial. En cuencas grandes, y con un tiempo de concentración mayor que un día, sólo una fracción de la escorrentía superficial alcanza el canal principal el mismo día en el que es generada. SWAT incorpora un factor de almacenamiento de la escorrentía superficial, para retrasar el tiempo en el que la escorrentía superficial alcanza el tramo principal. Cuanto menor sea el valor de SURLAG, mayor será el agua retenida para un mismo tiempo de concentración, y así se reducirán los máximos de caudal.

Los valores por defecto que establece el programa de los parámetros expuestos anteriormente se recogen en la Tabla II.1.

Tabla II.1. Valores por defecto de algunos parámetros considerados por el programa SWAT.

Variable	Valor
ALPHA_BF	0.048
GW_REVAP	0.02
SHALLST	0.5
GWQMN	0
REVAPMN	1
GW_DELAY	31
RCHRG_DP	0.2
ESCO	0
SURLAG	4

En la Figura II.2 se muestra el diagrama del proceso de simulación con SWAT. El primer paso es la recopilación de información: topográfica, de uso del suelo, edafológica y meteorológica. Luego se realiza el proceso de simulación y a continuación, mediante el cálculo de índices estadísticos, se evalúa la semejanza entre el caudal simulado y el observado. Si este último paso no es satisfactorio se procede al ajuste de los parámetros mediante el proceso de calibración; este paso se repite hasta que la comparación entre el caudal simulado y el observado muestre valores satisfactorios de los índices estadísticos.

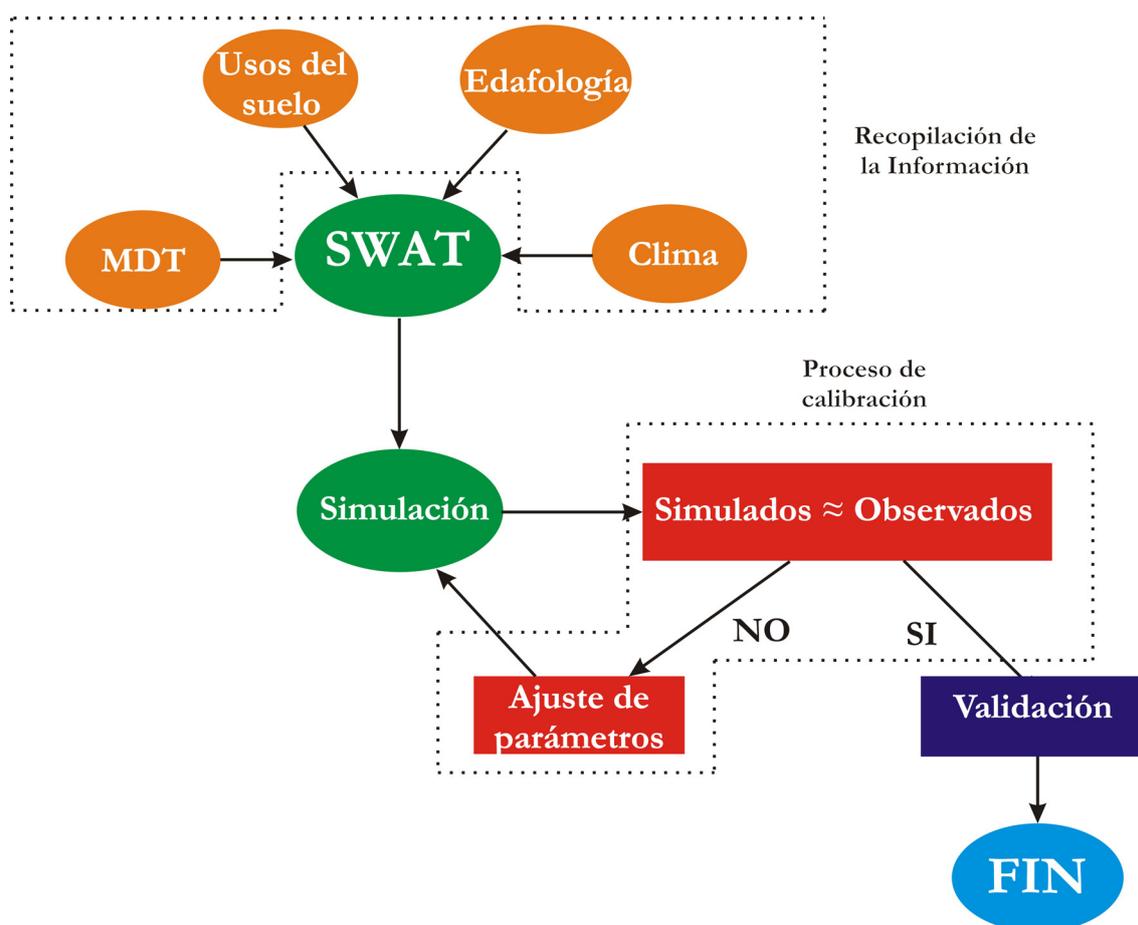


Figura II.2. Diagrama del proceso de modelización con SWAT.

2. ADQUISICIÓN DE DATOS HIDROLÓGICOS

Para la modelización hidrológica de una cuenca es importante contar con una red de aforo que suministre datos de caudal que permitan la calibración y la validación del modelo.

La Agencia Andaluza del Agua (antes Confederación Hidrográfica del Guadiana) dispone de una red de estaciones de aforo. En el interior de la cuenca del río Odiel existen dos estaciones de aforo: la estación Gibrleón (4307), situada en el río Odiel y antes de su desembocadura en la ría de Huelva, y la estación Sotiel (4305), situada también en el río Odiel en la parte media de la cuenca (Tabla II.2 y Fig. II.3). La estación 4305 dejó de funcionar en el año 2000 y fue sustituida por una estación del Sistema de Automático de Información Hidrológica (código CR3-08 de la red SAIH), situada unos metros aguas abajo de la anterior estación y que empezó a tomar datos en 2007.

También hay datos facilitados por ENCE, empresa gestora del embalse, de las aportaciones diarias del río Meca al embalse del Sancho. En el resto de embalses de la cuenca no existen datos de aportaciones.

Debido a la escasez de estaciones de aforo en la cuenca del río Odiel y a que ninguna de las estaciones disponibles se encuentra situada en la parte septentrional de la cuenca, también se analizó la información de cuatro estaciones de aforo localizadas al norte y fuera de la cuenca del río Odiel: cabecera del río Chanza (4158), río Arochete (4160), cabecera del río Múrtigas (4156) y río Caliente (4157) (Tabla II.2 y Fig. II.3).

Por último, durante el desarrollo de esta Tesis se realizaron medidas puntuales de caudal con micromolinetes. A continuación se procede a la descripción de cada una de las estaciones de aforos y de los datos disponibles en cada caso.

Tabla II.2. Código, nombre, coordenadas y río sobre el que se sitúan las estaciones foronómicas utilizadas.

Código	Nombre de la estación	UTM X	UTM Y	río o embalse
4307	Estación de aforo de Gibraleón	147756	4144613	Odiel
4305	Estación de aforo de Sotiel	160504	4153667	Odiel
CR3-08	Estación de SAIH de Sotiel	160582	4167990	Odiel
	Embalse del Sancho	147827	4153667	Embalse del Sancho
4158	Estación de aforo río Chanza	152888	4210850	Chanza
4160	Estación de aforo río Arochete	153283	4210991	Arochete
4156	Estación de aforo río Múrtigas	171084	4208100	Múrtigas
4157	Estación de aforo río Caliente	168752	4209060	Caliente

2.1. ESTACIÓN DE AFORO DE GIBRALEÓN

Está ubicada en el término municipal de Gibraleón, en el puente sobre el río Odiel. Consta de escala y limnógrafo, pero no tiene una sección canalizada (Fig. II.4). Desde el año 2007 no existen datos oficiales disponibles en esta estación de aforo, aunque el limnógrafo continúa funcionando. A partir de esa fecha el caudal diario se ha obtenido de limnigramas quincenales (facilitados por la Agencia Andaluza del Agua) y de la correspondiente curva de gastos.

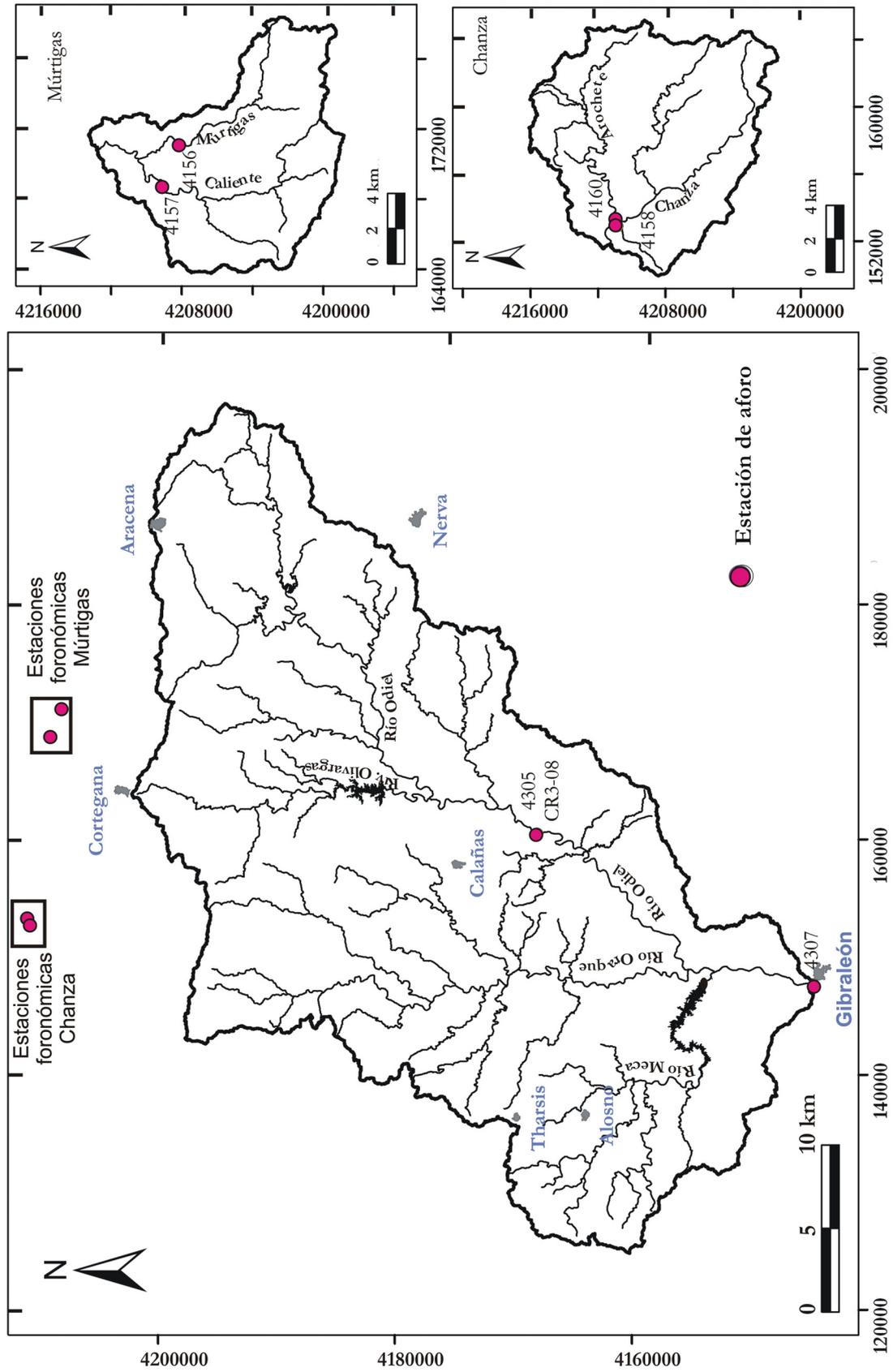


Figura II.3. Localización de las estaciones de aforo usadas en el estudio.



Figura II.4. Estación de aforo de Gibrleón y detalle de su escala limnimétrica.

2.2. ESTACIÓN DE AFORO DE SOTIEL

Se encuentra en un antiguo puente sobre el río Odiel (Fig. II.5) y dejó de funcionar en el año 2000. Para sustituirla se construyó en este punto una nueva estación perteneciente al Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH). Esta estación puede captar, transmitir, procesar y presentar los datos hidrológicos en tiempo real (Fig. II.6). Los datos de esta estación, disponibles desde 2007, han sido descargados desde la página web de la Confederación Hidrográfica del Guadiana (la gestión aún no ha pasado a la Agencia Andaluza del Agua), aunque se advierte que son datos pendientes de verificación.

2.3. APORTES DIARIOS AL EMBALSE DEL SANCHO

Como se ha citado anteriormente, los datos del embalse del Sancho han sido facilitados por la empresa ENCE. Se disponen de datos de 1980 a 2002 y de 2009 a 2010. Los aportes diarios se calcularon por diferencias entre la variación del volumen almacenado y las salidas registradas (caudal liberado, derivación a fábrica y evaporación).



Figura II.5. Estación de aforos del río Odiel en Sotiel; se observa la caseta y el tubo del limnígrafo en el primer pilar por la derecha.



Figura II.6. Detalle de la nueva estación de aforo de la red SAIH del río Odiel en Sotiel, se puede ver el canal de estiaje.

2.4. OTRAS ESTACIONES FORONÓMICAS

Los datos de caudal pertenecen a la red de estaciones de aforo del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) y están publicados en la página web de este organismo (<http://hercules.cedex.es/anuarioaforos>). Los datos de caudal del río Chanza proceden de la estación de aforo 4158, situada en el término municipal de Aroche (Fig. II.7). El periodo de datos considerado abarca de enero de 1980 hasta septiembre de 2006, cuando dejó de funcionar.



Figura II.7. Ficha técnica de la estación de aforo 4158 en el río Chanza.

Los datos de caudal del río Arochete provienen de la estación de aforo 4160, situada en el término municipal de Aroche (Fig. II.8). Aunque tiene datos desde el año 1928 al 2000, se han usado para este trabajo los de enero de 1980 a marzo de 2000, año en que dejó de funcionar.

Para el río Múrtigas, los datos de caudal proceden de la estación de aforo 4156, situada en el término municipal de La Nava (Fig. II.9), aunque tiene datos disponibles desde el año 1958 al 2008 cuenta con importantes periodos sin información.



Figura II.8. Ficha técnica de la estación de aforo 4160 en el río Arochete.

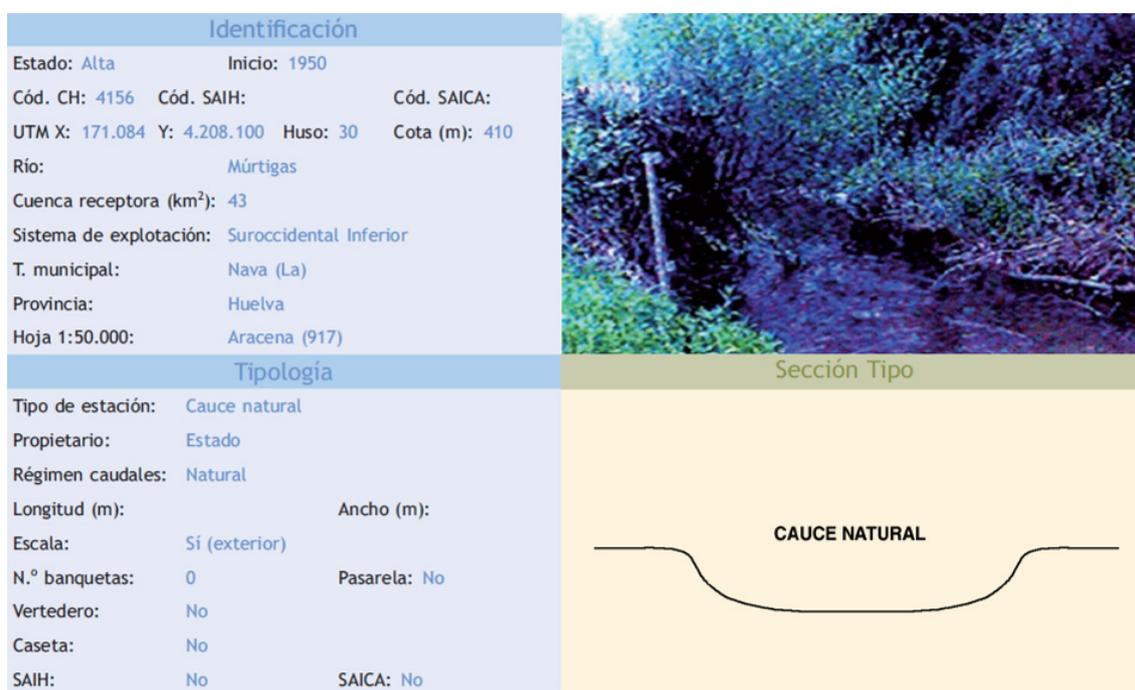


Figura II.9. Ficha técnica de la estación de aforo 4156 en el río Múrtigas.

Para el río Caliente los datos de caudal proceden de la estación de aforo 4157, situada en el término municipal de La Nava. Tiene datos desde el año 1926 hasta el año 1987, año en el que dejó de funcionar.

2.5. AFOROS PUNTUALES CON MOLINENTE

Durante el desarrollo de esta Tesis se realizaron aforos con molinete. Éstos se llevaron a cabo en algunos de los puntos en los que se instalaron data-loggers y se tomaron muestras para el análisis hidroquímico (apartado 3.3.1. de este capítulo); y en donde fue adecuado por las dimensiones del cauce y la facilidad de acceso (Fig. II.10 y Tabla II.3).

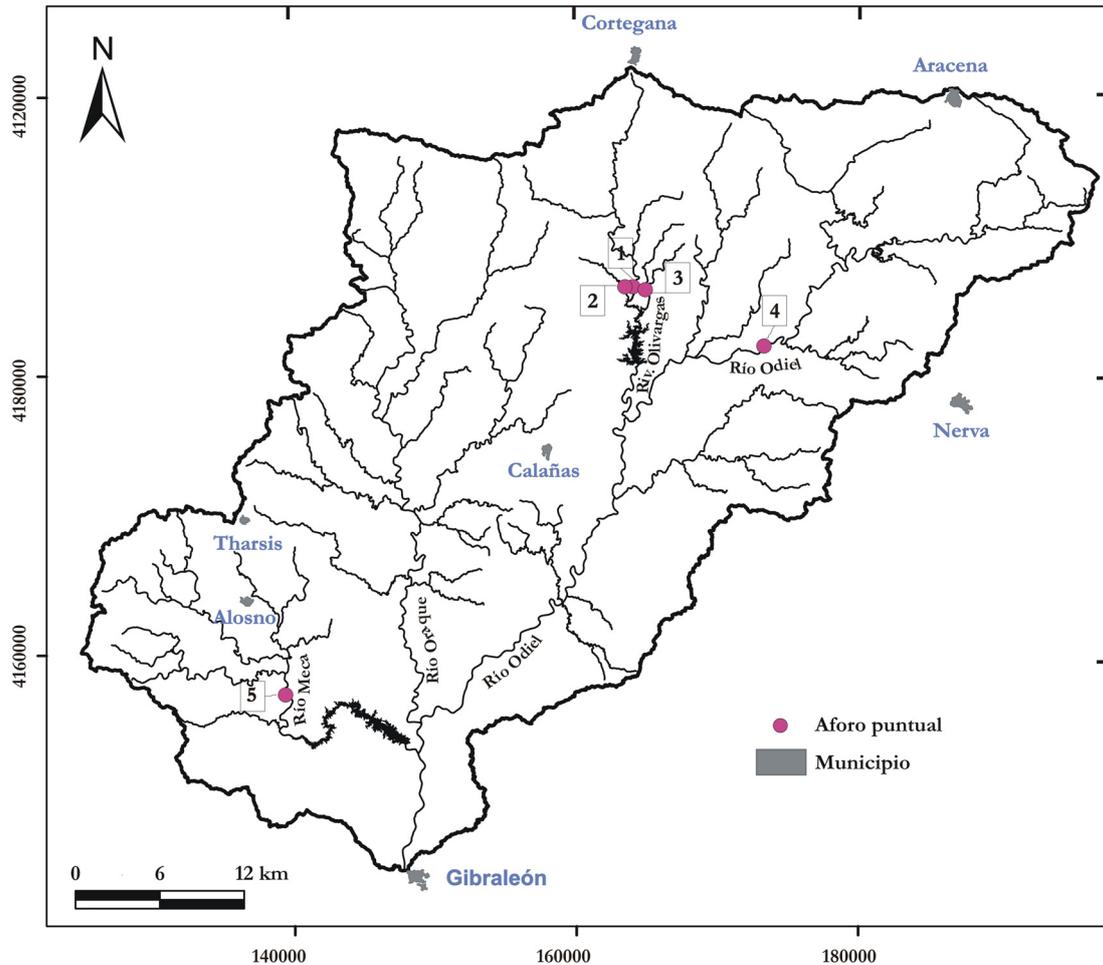


Figura II.10. Localización de los puntos en los que se han realizados aforos con micromolinete.

Tabla II.3. Puntos en los que se han realizado aforos puntuales, coordenadas, periodo y número de medidas.

Código	Río	UTM X	UTM Y	Periodo	Nº de medidas
1	Olivargas	163511	4186626	22/07/09 - 28/06/10	9
2	Herrerito	1650403	418658	27/05/09 - 28/06/10	9
3	Los Peces	164239	4186939	25/05/09 - 28/06/10	11
4	Odiel	174630	4182590	11/06/09 - 28/06/10	10
5	Meca	139293	4157107	28/04/09 - 28/06/10	7

Por las características del aforo no se han podido evaluar caudales en periodos de aguas altas. Los aforos se realizaron con un molinete digital FLOW PROBE GLOBAL WATER, modelo FP1001 (Fig. II.11).



Figura II.11. Aforo con molinete en un pequeño curso fluvial.

3. ADQUISICIÓN DE DATOS HIDROQUÍMICOS

3.1. INSTALACIÓN DE DATA-LOGGERS

Con el objetivo de controlar de forma continua la variación de la altura del agua, la temperatura y la conductividad eléctrica se instalaron 8 data-loggers en distintos puntos de la cuenca del río Odiel (Fig. II.12 y Tabla II.4).

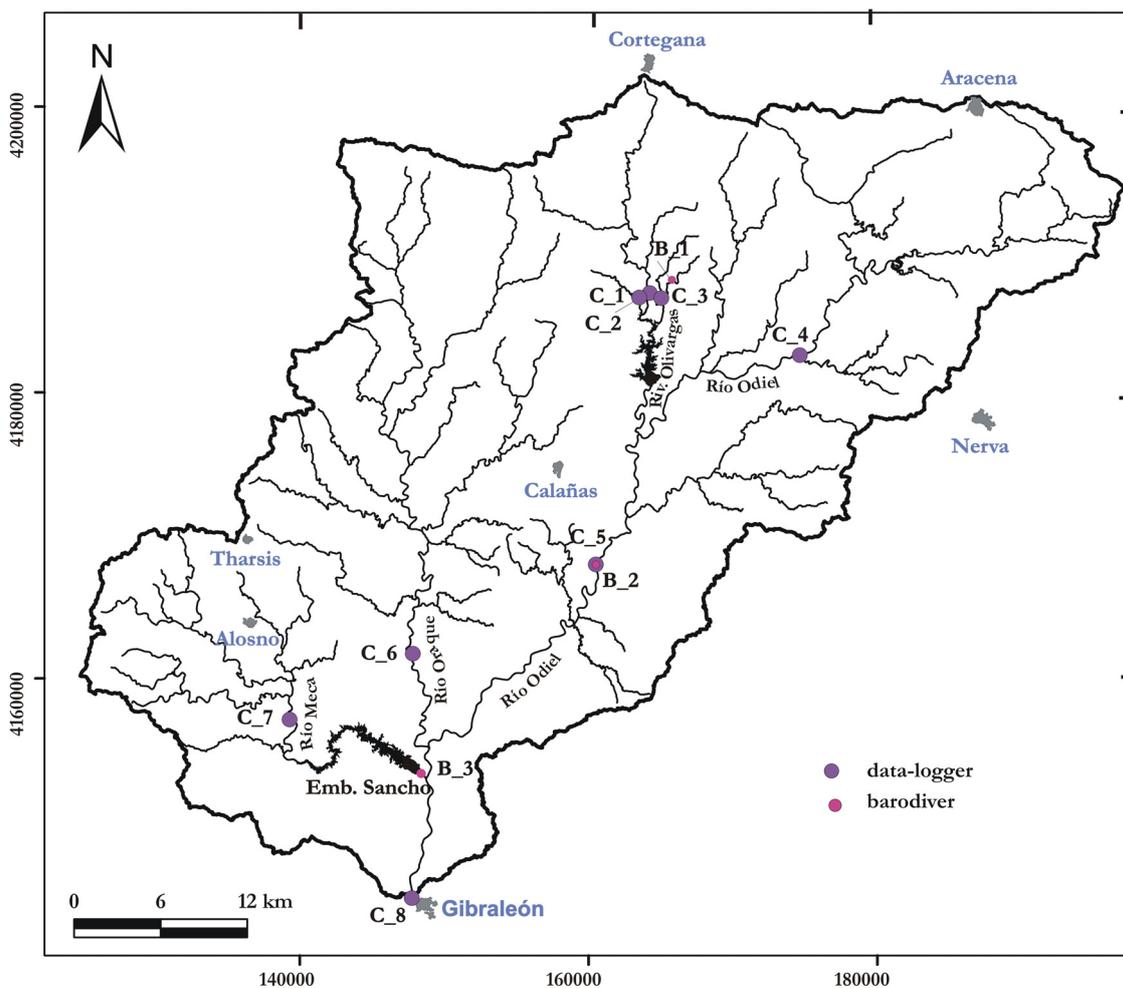


Figura II.12. Mapa de localización de los data-loggers y barodivers.

Tabla II.4. Código, situación, coordenadas y fecha de instalación de los data-loggers C: CTD-divers y B: Barodivers.

Código	Descripción	UTM X	UTM Y	Fecha instalación
C_1	Río Olivargas	164403	4180918	14/9/2009
C_2	Arroyo Herrerito	163511	4186626	11/6/2009
C_3	Arroyo Los Peces	165040	4186583	11/6/2009
C_4	Río Odiel (Puente Cinco Ojos)	174630	4182590	14/9/2009
C_5	Río Odiel (Sotiel)	147827	4161715	17/9/2009
C_6	Río Oraque	160504	4167970	16/9/2009
C_7	Río Meca	139293	4157107	28/4/2009
C_8	Río Odiel (Gibralfra)	147756	4144613	19/10/2009
B_1	Cueva de la Mora	165763	4187872	4/6/2009
B_2	Sotiel Coronada	160504	4167970	12/10/2009
B_3	Embalse del Sancho	147827	4153667	4/6/2009

Los data-loggers de la riberia del Olivargas (C_1), del barranco del Herrerito (C_2) y del arroyo Los Peces (C_3), se instalaron para determinar las características del agua que fluye hacia el embalse del Olivargas (Fig. II.12 y Tabla II.4). En el río Odiel los data-loggers se

situaron después de su unión con el arroyo Agrío (en el puente de los Cinco Ojos), a su paso por Sotiel Coronada y en Gibraleón (Fig. II.12 y Tabla II.4). Por último se instalaron otros equipos en el río Meca (C_7, que vierte sus aguas al embalse del Sancho) y en el río Oraque (C_6) (Fig. II.12 y Tabla II.4). La instalación de estos data-loggers se hizo gracias a la financiación del proyecto denominado “El ciclo de los metales y su impacto en la calidad del agua en la cuenca del río Odiel”.

Los equipos utilizados fueron CTD Diver de Schlumberger®, que miden el nivel de agua, la conductividad eléctrica y la temperatura (Fig II.13a y en la Tabla II.4 código C). La frecuencia utilizada para la toma de datos fue de 30 minutos.

Los valores de la conductividad eléctrica fueron corregidos en función de la temperatura para obtener la conductividad eléctrica a 25°C (conductividad específica). Los valores de nivel registrados con el data-logger fueron compensados respecto a la presión atmosférica con los datos medidos con los sensores de presión (Barodivers de Schlumberger®, Fig II.12 código B y Fig. II.13b). De este modo, el dispositivo situado en las balsas de Cueva de la Mora (B_1) sirvió para compensar la medida de los data-loggers C_1, C_2, C_3 y C_4, el del embalse del Sacho (B_3) para los data-loggers C_6, C_7 y C_8, y el situado en Sotiel Coronada (B_2) para el data-logger C_5. El rango de medida de las diferentes variables, y la precisión de los equipos se recogen en la Tabla II.5.

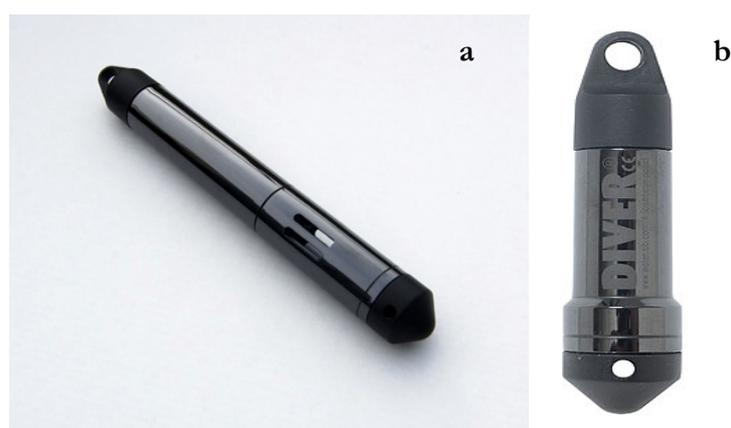


Figura II.13. Fotografías del CTD diver y barodiver de Schlumberger®.

Tabla II.5. Rango de medida y precisión de los equipos.

Variable	Rango de medida	Precisión
Presión	de 0 a 10 m	± 0.1 %
Temperatura	de -20 a 80 °C	± 0.1 °C
Conductividad eléctrica	de 20 µS/cm a 80 mS/cm	± 1 %

Los data-loggers se instalaron durante la primavera y el verano de 2009; en general, los puntos se seleccionaron por su facilidad de acceso y por sus posibilidades de instalación (que se dispusiera de algún elemento natural o antrópico donde anclar el dispositivo).

Los data-loggers se instalaron en el interior de tubos de PVC, cuya longitud variaba en función de la altura alcanzada por el agua en cada río. En el exterior del tubo se marcó un nivel y así se pudo controlar la altura del agua en cada muestreo, el cual se comparó con el nivel registrado por el data-logger. El tubo se agujereó para permitir el paso del agua (Fig. II.14).

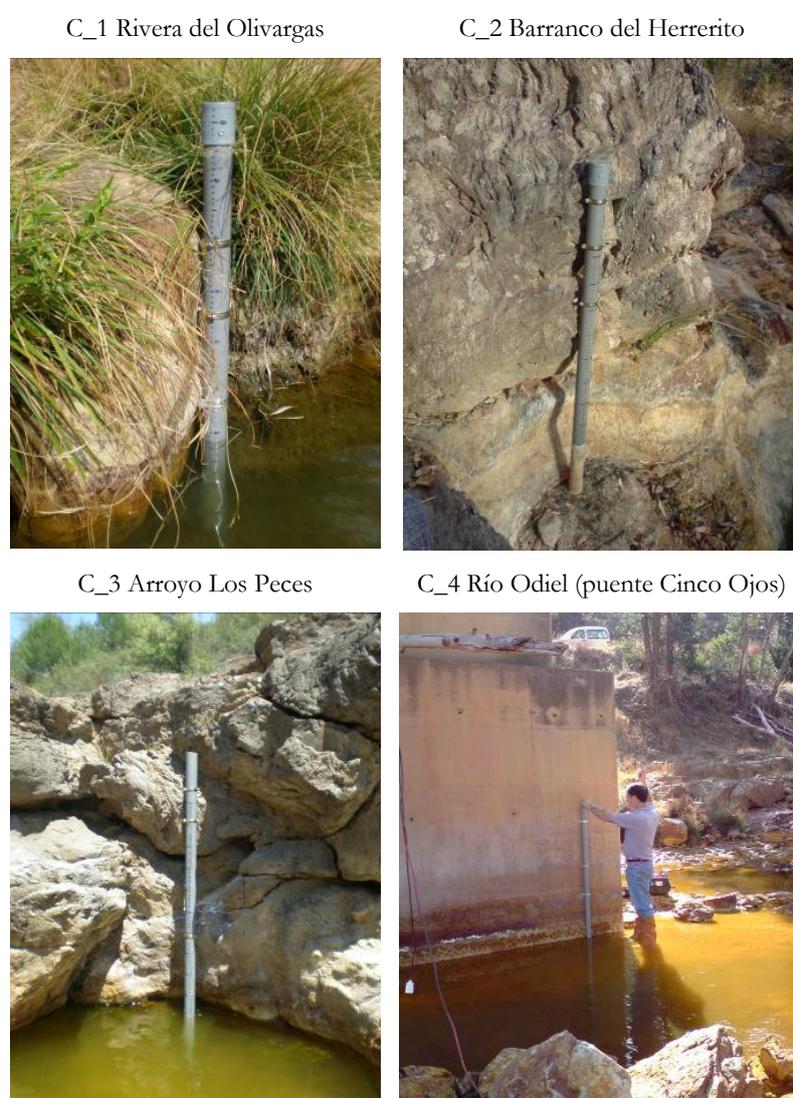


Figura II.14. Detalle de la instalación de los data-loggers en los distintos puntos.

C_5 Río Odiel (en Sotiel)



C_6 Río Oraque



C_7 Río Meca



C_8 Río Odiel (en Gibraleón)

**Figura II.14.** Continuación.

3.2. TOMA DE MUESTRAS

Con el fin de relacionar el caudal generado por SWAT y la calidad del agua en la cuenca del río Odiel, se realizaron varios muestreos hidroquímicos. Los puntos muestreados coinciden con los puntos en los que se instalaron los data-loggers para el registro en continuo de la conductividad eléctrica, nivel y temperatura del agua (Fig.II.12).

Los muestreos se realizaron entre mayo de 2009 y junio de 2010, con una periodicidad aproximadamente mensual. En la Tabla II.6 se recoge el periodo de medida y el número de muestras tomadas en cada punto.

Por otro lado, también se utilizaron otras fuentes de datos hidroquímicos para relacionarlos con el caudal generado por SWAT, como los aportados por el trabajo de Sarmiento (2007).

Tabla II.6. Puntos de muestreos hidroquímicos, indicando el periodo de control y el número de muestras tomadas.

Descripción	Periodo	Nº de muestras
Río Olivargas	25/05/09 - 28/09/10	15
Arroyo Herrerito	27/05/09 - 28/06/10	9
Arroyo Los Peces	27/05/09 - 28/06/10	16
Río Odiel (Puente Cinco Ojos)	11/06/09 - 28/06/10	13
Río Odiel (Sotiel)	01/07/09 - 28/06/10	13
Río Oraque	16/09/09 - 28/06/10	12
Río Meca	27/02/09 - 28/06/10	13
Río Odiel (Gibraleón)	01/07/09 - 29/06/10	16

Las muestras se tomaron en botes de polietileno de alta densidad, previamente lavados con ácido nítrico al 10% y posteriormente enjuagados con agua mili-Q (18.2 M Ω) tres veces para las muestras en las que se iban a determinar cationes, y solamente enjuagadas con agua mili-Q (18.2 M Ω) para aquellas en las que se iban a medir aniones. Los aniones sólo se determinaron en las muestras con valores de pH > 5. Para el análisis de aniones y cationes en disolución se tomaron dos muestras de 100 mL, mientras que para la determinación de la alcalinidad se tomó una muestra adicional de 250 mL.

Para la determinación de metales disueltos, el agua se filtró in situ con un filtro de teflón para jeringa de 0.45 μ m de tamaño de poro, y luego se aciduló para su conservación con ácido nítrico de calidad suprapur al 2%. Las muestras tomadas para analizar aniones se filtraron de la misma manera pero no se acidularon.

Todas las muestras recogidas fueron transportadas hasta el laboratorio a una temperatura entre 3 y 5 °C en una nevera portátil; una vez allí fueron conservadas en frigorífico y en oscuridad hasta su análisis (Adams, 1990).

3.3. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Las medidas de pH, conductividad eléctrica y temperatura fueron realizadas mediante equipos portátiles marca CRISON (modelos PH35 y CM35). El pH fue calibrado in situ mediante los estándares de calibración a pH 4.01, 7.01 y 9.01. El conductímetro también fue calibrado periódicamente con disoluciones patrón de 147 μ S/cm, 1413 μ S/cm y 12.88

mS/cm. El contenido en oxígeno disuelto se obtuvo con un medidor marca HANNA modelo HI9143.

Para obtener el potencial redox se usó un electrodo marca CRISON de tipo combinado y consistente en un filamento de platino y un electrodo de referencia de Ag/AgCl, acoplado al pHmetro. El electrodo fue debidamente comprobado con estándares de calibración CRISON de 240 y 470 mV. Para convertir el valor del potencial de campo (E_c) al potencial del electrodo de hidrógeno (E_h) se usó la siguiente ecuación (Nordstrom y Wilde, 1998):

$$E_h = E_c + 223.8 - 1.02T \quad II.59$$

donde T es la temperatura en °C.

3.4 ANÁLISIS MEDIANTE CROMATOGRAFÍA IÓNICA

Las medidas de aniones se realizaron con un cromatógrafo iónico marca Dionex DX-120, con una columna AS 9-HC de 4 x 250 mm y una membrana supresora ASRS-ULTRA de 4 mm. Se trabajó con un flujo de 1 mL/min y una presión de 2000 psi. Los aniones que se analizaron fueron fluoruro, cloruro, nitrato, nitrito y sulfato. Los límites de detección fueron menores de 0.1 mg/L para fluoruro, cloruro, nitrato y nitrito, y menores de 0.5 mg/L para sulfato y fosfato. Los análisis fueron llevados a cabo en el Departamento de Análisis Químico del Laboratorio de Investigación y Control Alimentario de la Universidad de Huelva.

3.5 ANÁLISIS MEDIANTE ICP-OES

Los análisis fueron realizados con un equipo marca Jobin Yvon ULTIMA 2, de la unidad de análisis químico de los Servicios Centrales de Investigación de la Universidad de Huelva. Los elementos analizados fueron: Al, As, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Si, Sn, Sr y Zn. Los estándares multielementales de calibración fueron realizados a partir de patrones individuales certificados (SCP SCIENCE) y preparados en una matriz de agua ultrapura mili-Q y ácido nítrico suprapur al 2% (vol./vol.).

Los límites de detección fueron calculados a partir de la media de la desviación estándar de 10 blancos. Éstos fueron menores de 0.1 mg/L para Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, S, Si, K y Zn y menores de 3 µg/L para Sr, Li, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Mo, As, Cd, Cr, Pb, Be y Co. La concentración de sulfato en las muestras afectadas por AMD fue determinada a partir de la relación entre los pesos moleculares del ion sulfato y del S total medido mediante ICP-OES. Se usó el total de S porque en las condiciones de Eh existentes en los ríos afectados por AMD todo el azufre se encuentra en forma de sulfato.

3.6. DETERMINACIÓN DE LA ALCALINIDAD

La alcalinidad del agua se debe usualmente a la presencia de iones carbonato y bicarbonato. La determinación de la alcalinidad en los primeros muestreos se realizó siguiendo el procedimiento basado en el Método 2320B-1995 del APHA (1989). Este método consiste en distinguir el bicarbonato y el carbonato mediante el cambio de color, durante la valoración con HCl estandarizado y con los indicadores azul de bromofenol y fenolftaleína. Este método tiene una precisión de $\pm 0.5\%$. Las determinaciones se realizaron antes de 24 horas desde la toma de la muestra.

Primero se realizó la estandarización de la solución de HCl 0.01N. Para ello con el HCl 0.01 N se valora una disolución preparada con Na_2CO_3 0.01M y con azul de bromofenol (0.04%) como indicador. El resultado de la valoración será la concentración estandarizada del HCl. A continuación se toman 50 mL de la muestra y se añaden dos gotas de fenolftaleína (0.25%). Si la muestra posee carbonato tomará una coloración rosa. A continuación, se valora con HCl estandarizado hasta viraje a incoloro, para luego añadir dos gotas de azul de bromofenol (0.04%) al mismo matraz, apareciendo una coloración azul. El bicarbonato se valora con HCl estandarizado hasta viraje a verde.

Posteriormente la medida de la alcalinidad se realizó en el campo empleando kits de alcalinidad total Titrets® de CHEMetrics. El método de ensayo se basa en un valorante ácido y un indicador de pH.

4. CÁLCULO DE LA CARGA CONTAMINANTE

El cálculo de la carga transportada por un río mediante la multiplicación de los valores medios de la concentración disuelta por el caudal, conlleva errores muy elevados en ríos con una alta irregularidad como es el Odiel. Las variaciones del caudal llevan aparejadas importantes modificaciones en la hidroquímica y los datos obtenidos en unas condiciones determinadas no son extrapolables a otras.

Si se le asigna el mismo “peso” al resultado obtenido durante un periodo de bajo caudal y al resultado logrado durante una crecida, se estaría sobreestimando la carga metálica transportada por el río. Esto es porque durante las crecidas se produce generalmente un descenso en la concentración de las sustancias disueltas, debido al efecto de dilución de la escorrentía superficial con un contenido iónico menor (Lagmuir, 1997). Este efecto ha sido documentado en el río Odiel (Braundgart *et al.*, 2003; Olías *et al.*, 2004; Cánovas *et al.*, 2005). Por lo tanto, este método sólo es recomendable en periodos donde las variaciones de caudal son escasas.

Una mejor estimación se obtendría ponderando las concentraciones de los elementos en función del caudal del día en el que se toma la muestra. No obstante, este método tampoco conseguiría buenos resultados en ríos muy irregulares, pues estadísticamente, es poco probable muestrear las grandes crecidas, los cuales suceden en pocos días al año, pero aportan los mayores volúmenes de agua (Cánovas *et al.*, 2006)

Otra metodología más exacta se basa en establecer correlaciones del caudal con la concentración de elementos, de forma que se pueden estimar las concentraciones a partir de los datos diarios de caudal.

La relación entre el caudal y la concentración de contaminante se expresa frecuentemente usando la ecuación (Sullivan y Drever, 2001; Igarashi *et al.*, 2003):

$$C = \alpha Q^{\beta} \quad II.60$$

donde C es la concentración del elemento en mg/L, Q es el caudal y a y β son constantes que varían en función del elemento. Una vez obtenida la concentración media, se obtiene el aporte de ese elemento multiplicando por el caudal diario.

Sin embargo, estas relaciones no son siempre fáciles de establecer, ya que al comienzo del año hidrológico, los productos de meteorización de la pirita acumulados durante el verano se disuelven con las primeras precipitaciones; provocando un incremento de la contaminación con el aumento del caudal. De esta forma, en algunos puntos la relación entre la concentración y el caudal no es constante a lo largo del año, sino que varía en función de los eventos de precipitación, temperatura y periodo del año (Nieto *et al.*, 2007). Además la concentración de algunos elementos no muestra correlaciones significativas con el caudal.

Por otro lado, numerosos elementos asociados a las aguas ácidas de mina presentan una relación muy buena con la conductividad. Si se dispone de un registro en continuo de esta variable, otra posibilidad sería obtener la concentración diaria a partir de la conductividad eléctrica, y multiplicarla por el caudal para tener la carga diaria transportada. En los puntos donde se han instalado los data-logger se pretende realizar, para contrastar los resultados obtenidos a partir de las relaciones con el caudal, una segunda estimación del aporte de elementos mediante esta metodología.

CAPÍTULO III. CLIMATOLOGÍA

Un aspecto básico de la modelización hidrológica son los datos climáticos. En este capítulo se detalla la información climática disponible en la cuenca del río Odiel y se someten a un tratamiento estadístico, con el fin de completar y corregir los posibles errores, los datos diarios de precipitación y temperatura (mínima y máxima) de las estaciones climáticas seleccionadas para este estudio. Además se presenta la distribución espacial y temporal de la precipitación y de la temperatura en la cuenca del río Odiel. Otra información climática de importancia es la evapotranspiración potencial que se calcula a partir de distintos métodos: Penman, FAO Penman-Monteith, Hargreaves, Thornthwaite, Turc y Priestley-Taylor. Finalmente se comparan los valores obtenidos por los distintos métodos.

1. INTRODUCCIÓN

El clima de una cuenca provee de las entradas de agua y de energía que controlan el balance hídrico, y determina la importancia relativa de los diferentes componentes del ciclo hidrológico (Neitsh *et al.*, 2005b). Por lo tanto, para realizar la modelización hidrológica es necesario disponer de series de datos espaciales y temporales completas de las variables relacionadas con los procesos hidrológicos (Aguilar, 2008). En última instancia, el éxito de la modelización hidrológica depende de la disponibilidad de datos climatológicos (Beven, 2005).

Los datos más importantes en un estudio hidrológico son los relacionados con el volumen de agua que la cuenca recibe por la precipitación, y con la cantidad de agua devuelta a la atmósfera por evapotranspiración. Por ello en esta Tesis se ha realizado un exhaustivo análisis de los datos climatológicos para comprobar su calidad y, en la medida de lo posible, corregir y completar las series disponibles.

Los datos de precipitación y temperatura fueron aportados hasta el año 2005 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y, posteriormente, se actualizaron con los datos procedentes de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, antes Instituto Nacional de Meteorología). También se han utilizado los datos facilitados por ENCE de una estación situada en la cerrada del embalse del Sancho. Por último, con el fin de analizar la distribución de los valores de la ETP de la cuenca se han utilizado los datos de la red agroclimática y de la red de información de alerta fitosanitaria, ambas de la Junta de Andalucía y disponibles aproximadamente a partir del año 2000.

2. PRECIPITACIONES

2.1. CORRECCIÓN Y COMPLETADO DE LAS SERIES DE DATOS

En primer lugar se seleccionaron aquellas estaciones pluviométricas que estaban en la cuenca del río Odiel o en sus proximidades. De todas ellas, se eligieron 23 estaciones con una serie significativa de años (Tabla III.1) cuya localización se muestra en la Figura III.1.

El periodo de datos analizados estuvo comprendido entre enero de 1980 y junio de 2010 (31.5 años).

En la Tabla III.I se puede ver como las estaciones con un porcentaje de datos ausentes superior al 30% fueron las estaciones 4544E (San Silvestre de Guzmán) y 4546 (Villablanca); ambas presentan un largo periodo sin datos que comienza en 2005 y continúa hasta el final de la serie (junio de 2010).

Otras estaciones en las que faltaban más del 20% de los datos fueron la 4517 (Jabugo “El Repilado”) y la 4562 (Almonaster la Real “Veredas”). La mayoría de estos pluviómetros se encuentran en el exterior de la cuenca o cerca de sus límites; a pesar de los numerosos datos ausentes se decidió incluirlas en este estudio, porque el desecharlas supondría una falta importante de información en estas zonas limítrofes.

Tabla III.1. Estaciones seleccionadas para el estudio pluviométrico.

Código	UTM X	UTM Y	Denominación	Nº de datos ausentes	% de datos ausentes
4514	172232	4203104	Jabugo	505	4.5
4515	173875	4203811	Galaroza	266	2.4
4517	168264	4204222	Jabugo "El Repilado"	2910	26.1
4523	163617	4202466	Cortegana	809	7.3
4536	139273	4183263	Cabezas Rubias	136	1.2
4558A	186783	4199727	Aracena 2	1203	10.80
4560	177627	4198226	Alájar	104	0.9
4562	163146	4199952	Almonaster la Real "Veredas"	2509	22.5
4563	166903	4198408	Almonaster la Real	75	0.7
4572	177187	4176595	Zalamea la Real	916	8.2
4573	170291	4178473	Zalamea la Real "El Villar"	689	6.2
4574	159982	4181456	Calañas "La Zarza"	1781	16.0
4574E	170171	4172394	El Buitrón	581	5.5
4574U	168432	4165761	Valverde "Depuradora"	1842	16.5
4585	144241	4182367	El Cerro de Andévalo "El Cobico"	129	1.2
4589	136334	4168344	Alosno "Tharsis - Minas"	184	1.6
4603	148383	4143944	Gibraleón	86	0.8
4605B	149265	4130871	Huelva "Central Térmica CC"	2253	20.2
4607E	192535	4186044	La Granada de RíoTinto	896	8.0
4642E	153323	4132808	Huelva "Ronda Este"	1260	11.3
4544E	109178	4145720	San Silvestre de Guzmán	3755	33.7
4546	114450	4137562	Villablanca	3677	33.0
Sancho	147645	4153670	Embalse del Sancho	800	7.2

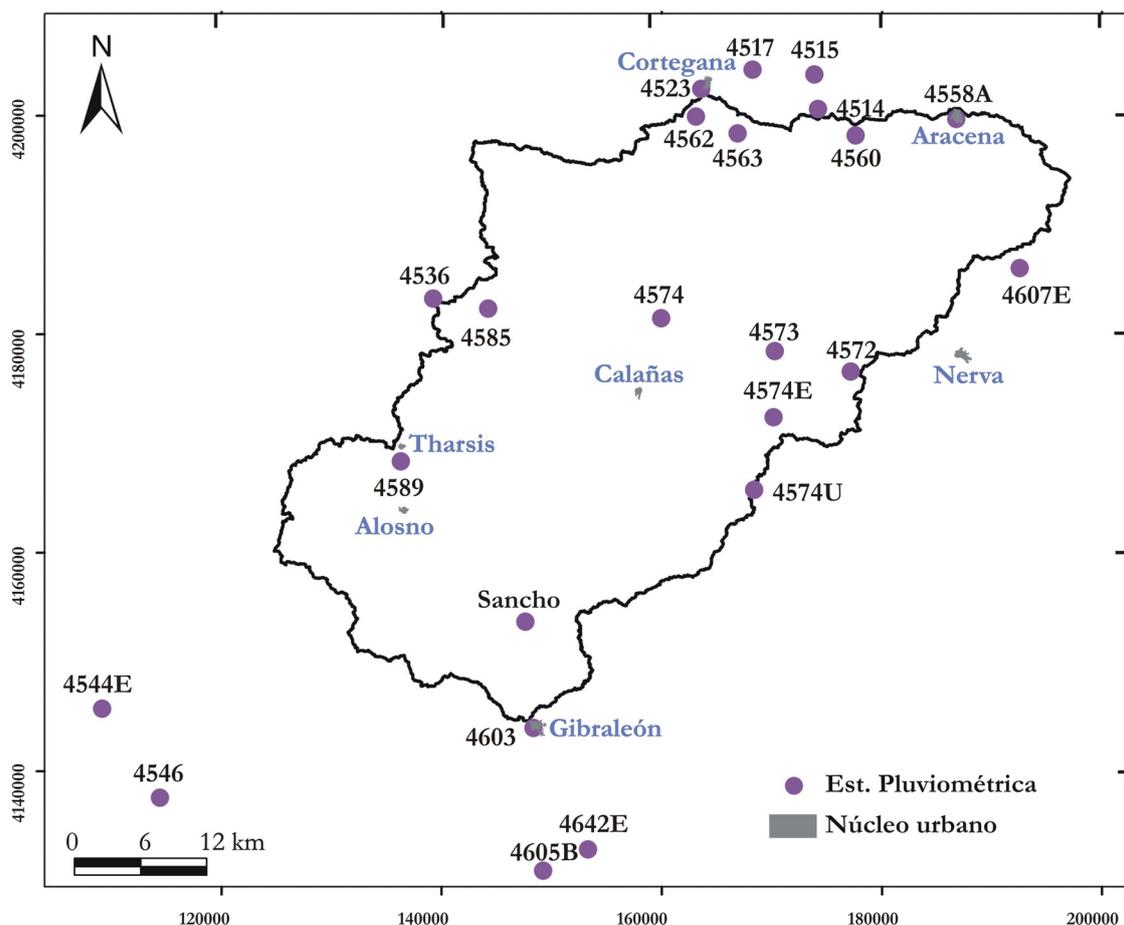


Figura III.1. Ubicación de las estaciones pluviométricas consideradas en este estudio.

Con los datos diarios de precipitación se calculó la matriz de correlación (coeficiente de correlación de Pearson) entre las distintas estaciones (Tabla III.2). A partir de estos coeficientes, y para completar las series de datos, se obtuvo la recta de regresión entre las estaciones con mayor correlación (Tabla III.3 y Fig. III.2).

En aquellos casos en los que existía carencia de datos tanto en la estación de referencia como en la estación a completar, se tomó la siguiente estación con mayor correlación. Una vez completadas las series de datos, se comprobaron mediante el método de las dobles masas, no observándose ninguna estación con errores sistemáticos ni accidentales (Fig. III.3).

Tabla III.2. Matriz de correlación entre las estaciones pluviométricas seleccionadas.

4514	1	4514	4515	4517	4523	4536	4558A	4560	4562	4563	4572	4573	4574	4574E	4574U	4585	4589	4603	4605B	4607E	4642E	4544	4546	Sancho	
1	0.90	0.77	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4515	1	0.90	0.77	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4517	1	0.77	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4523	1	0.88	1	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66	0.66
4536	1	0.76	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4558A	1	0.88	1	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66	0.66
4560	1	0.72	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4562	1	0.85	1	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66	0.66
4563	1	0.89	1	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66	0.66
4572	1	0.78	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4573	1	0.63	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4574	1	0.79	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4574E	1	0.75	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4574U	1	0.70	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4585	1	0.70	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4589	1	0.72	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4603	1	0.65	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4605B	1	0.54	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4607E	1	0.76	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4642E	1	0.62	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4544	1	0.59	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
4546	1	0.57	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66
Sancho	1	0.66	1	0.88	0.76	0.88	0.72	0.85	0.89	0.78	0.83	0.66	0.57	0.64	0.74	0.68	0.72	0.73	0.70	0.71	0.66	0.68	0.64	0.62	0.66

Tabla III.3. Ecuación de la recta de regresión entre parejas de estaciones utilizadas para completar las series de datos pluviométricos.

Estación de referencia (x)	Estación a completar (y)	Ecuación
4515	4514	$y = 0.91x + 2.68$
4514	4515	$y = 0.90x + 2.10$
4558A	4517	$y = 0.69x + 2.58$
4515	4523	$y = 0.93x + 3.69$
4589	4536	$y = 0.81x + 4.22$
4515	4558A	$y = 0.91x + 3.65$
4563	4560	$y = 1.06x + 4.83$
4563	4562	$y = 0.76x + 0.78$
4562	4563	$y = 1.04x + 5.18$
4574E	4572	$y = 0.85x + 3.35$
4558A	4573	$y = 0.67x + 2.57$
4563	4574	$y = 0.53x + 2.01$
4572	4574E	$y = 0.83x + 2.60$
4572	4574U	$y = 0.82x + 2.27$
4536	4585	$y = 0.85x + 1.63$
4536	4589	$y = 0.85x + 1.63$
4642E	4603	$y = 0.87x + 2.64$
4603	4605B	$y = 0.63x + 2.64$
4572	4607E	$y = 0.76x + 3.42$
4603	4642E	$y = 6.65x + 2.14$
4589	4544	$y = 0.57x + 4.81$
4603	4546	$y = 0.63x + 5.59$
4603	Sancho	$y = 0.90x + 2.70$

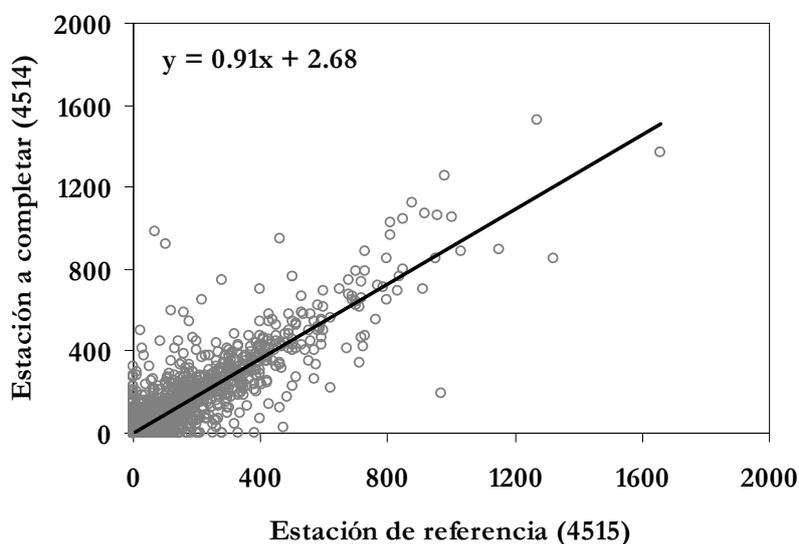


Figura III.2. Ejemplo de la obtención de la recta de regresión entre dos estaciones pluviométricas (datos en décimas de milímetros).

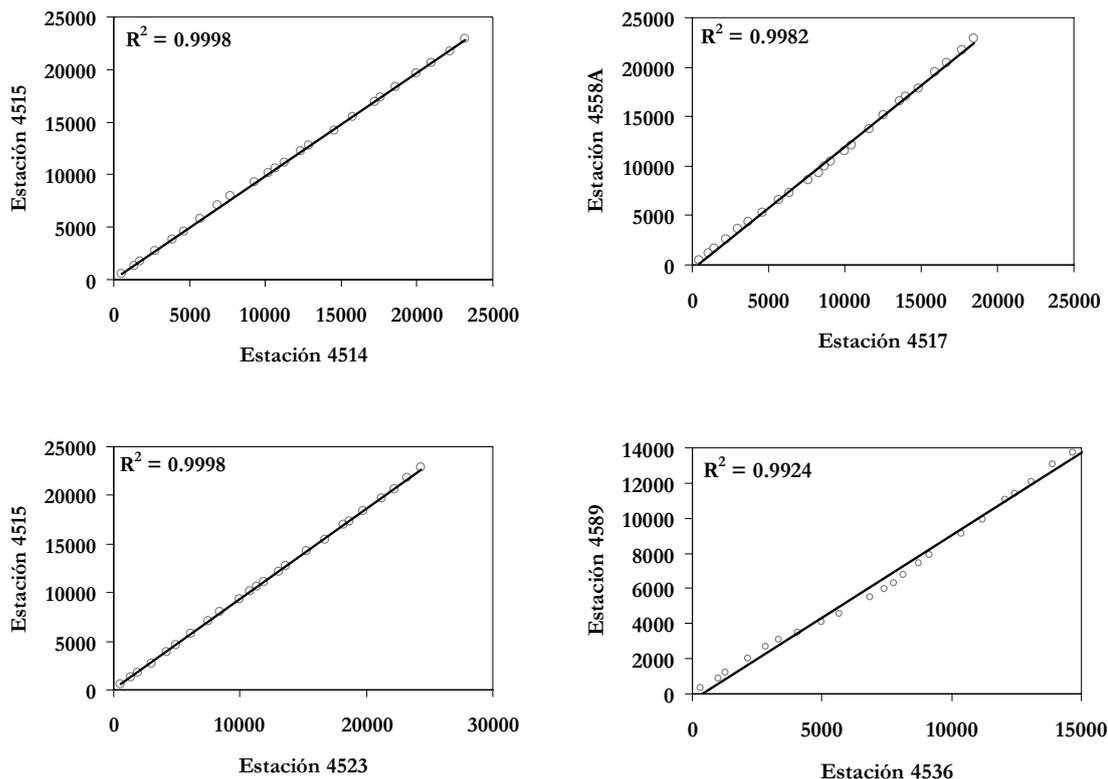


Figura III.3. Ejemplos de la aplicación del método de doubles masas (datos en milímetros).

2.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA PRECIPITACIÓN

En la Tabla III.4 se muestra la altitud y la precipitación media anual de cada estación, y en la Figura III.4 se puede ver como se relacionan gráficamente. Se comprueba como la precipitación muestra una buena relación con la altitud, incrementándose desde 500 mm de media anual en las zonas más bajas hasta más de 1000 mm en las zonas de mayor relieve. Se observa un gradiente regional por el que la precipitación aumenta 78 mm por cada 100 m de altura.

Tabla III.4. Altitud y precipitación media anual de las estaciones pluviométricas consideradas para el periodo 1980/2010.

Estación	Altitud (m)	Precipitación media (mm)	Estación	Altitud (m)	Precipitación media (mm)
4514	684	942	4574E	320	664
4515	554	930	4574U	390	656
4517	430	760	4585	165	670
4523	687	990	4589	286	636
4536	225	651	4603	26	577
4558A	730	964	4642E	19	492

Tabla III.4. Continuación.

Estación	Altitud (m)	Precipitación media (mm)	Estación	Altitud (m)	Precipitación media (mm)
4560	577	1134	4605B	26	468
4562	520	851	4607E	436	854
4563	610	1078	4544E	90	538
4572	397	695	4546	93	540
4573	320	724	Sancho	56	551
4574	300	646			

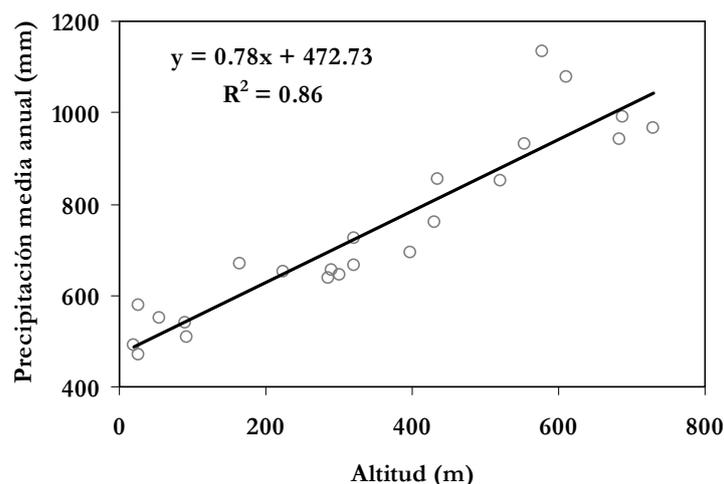


Figura III.4. Relación entre la precipitación media anual y la altitud de la estación pluviométrica.

En la Figura III.5 se muestra el mapa de isoyetas de la precipitación media anual en la cuenca, obtenido mediante interpolación con kriging universal. Se observa como las precipitaciones aumentan de suroeste a noreste, siguiendo la distribución hipsométrica de la cuenca. Los valores menores de precipitación anual se dan en la zona del Andévalo (600-700 mm), que comprende la mayor parte de la cuenca. Hacia el norte, la orografía de la Sierra de Aracena hace que los valores de precipitación aumenten rápidamente y las precipitaciones pueden alcanzar los 1100 mm anuales.

2.3. DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA PRECIPITACIÓN

Una característica del régimen de precipitación en amplias zonas de la Península Ibérica (incluido el suroeste) es la gran irregularidad interanual (Rodríguez-Puebla *et al.* 1998; Rodrigo *et al.* 1999). Así se tienen años con valores de precipitación muy inferiores a la media anual, frente a otros años con valores relativamente muy altos, y en ocasiones en años sucesivos. Además, hay que considerar la irregularidad intraanual, ya que

frecuentemente un porcentaje importante del total mensual es debido a lluvias caídas durante sólo algunos días (García-Barrón y Pita, 2004).

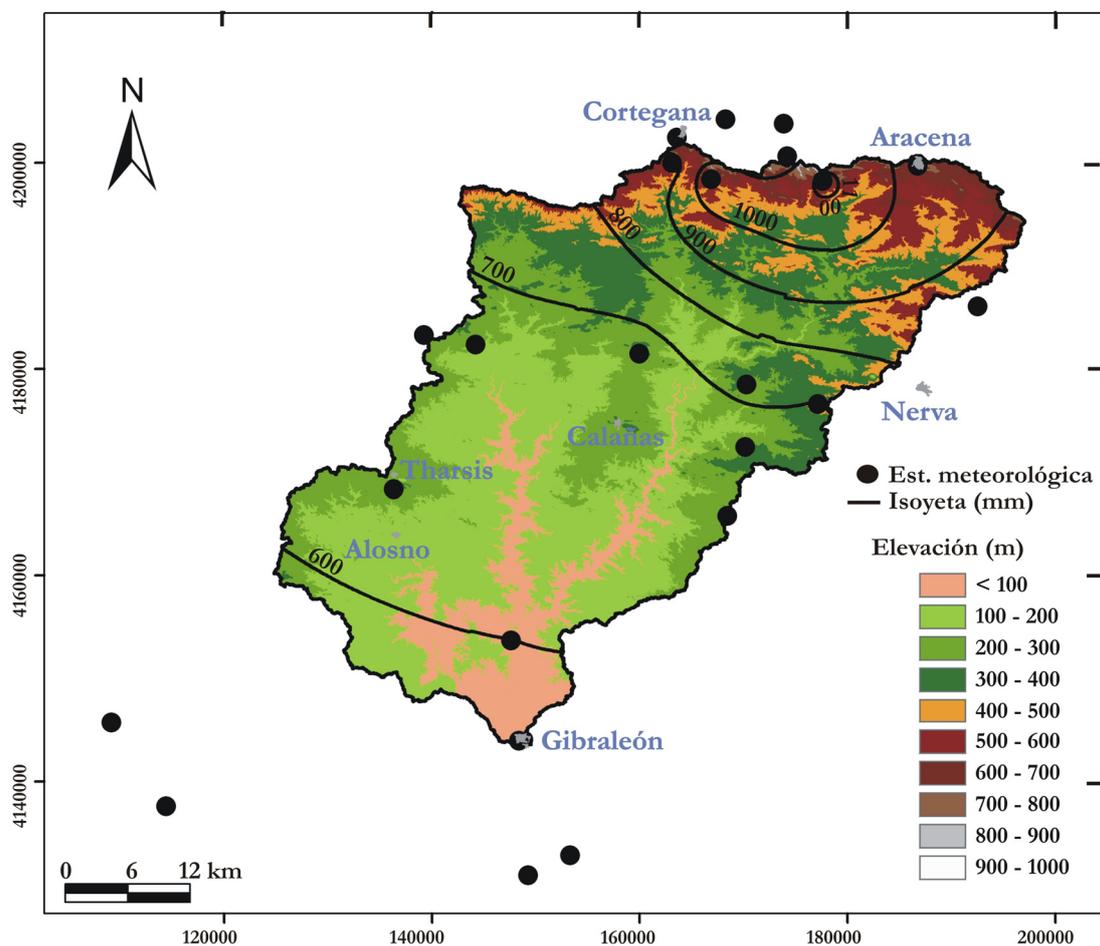


Figura III.5. Mapa de isoyetas y distribución hipsográfica de la cuenta a partir del modelo digital del terreno (m).

En la Tabla III.5 se muestran los resultados obtenidos para cada año hidrológico y en las distintas estaciones seleccionadas. Se ha considerado el año hidrológico desde el 1 de septiembre hasta 31 de agosto del año siguiente. La media aritmética simple de la precipitación anual en todas las estaciones fue de 738 mm. La estación que tiene menor precipitación es la 4605B (Huelva “Central Térmica Cristóbal Colón”) y la que posee mayor precipitación es la 4560 (Alájar). Para el periodo considerado (1980 a 2010) el año más húmedo fue el 1995/96, con una precipitación de 1293 mm, y el más seco 2004/05, con sólo 338 mm.

Tabla III.5. Precipitación media anual en las estaciones pluviométricas analizadas, para el periodo 1980/81 a 2009/10 (mm).

Año	4514	4515	4517	4523	4536	4558A	4560	4562	4563	4572	4573	4574	4574E	4574U	4585	4589	4603	4642E	4605B	4607E	4544E	4546	Sancho	Media
1980/81	513	541	476	586	330	424	530	398	574	368	372	309	355	308	280	359	373	247	270	413	257	254	338	386
1981/82	849	729	587	814	660	763	965	736	998	611	416	583	527	486	551	531	512	349	335	641	433	387	536	609
1982/83	617	669	487	634	432	577	722	480	708	445	362	414	406	372	423	429	311	199	209	505	263	275	428	338
1983/84	964	967	746	1155	838	912	1142	852	1153	820	716	677	820	679	746	762	849	501	545	1085	675	539	876	827
1984/85	1158	1107	824	1148	710	1027	1301	894	1394	807	753	747	789	587	643	683	625	489	490	1066	510	507	605	818
1985/86	850	860	774	825	562	868	1088	566	1150	667	470	518	567	508	552	465	367	346	302	725	395	341	578	588
1986/87	1100	1188	943	1210	789	1005	1260	909	1383	764	818	606	765	762	824	386	575	511	435	973	520	433	493	739
1987/88	1194	1333	1103	1434	918	1217	1528	1024	1634	984	769	786	1029	872	910	605	732	608	553	1280	867	747	784	996
1988/89	828	932	688	900	673	760	945	552	929	653	749	639	695	613	830	498	508	534	473	879	620	555	765	705
1989/90	1562	1285	1255	1522	1168	1273	1661	1196	1566	1055	1152	1163	1114	955	1310	929	1018	784	758	1246	1348	1095	967	1191
1990/91	931	818	704	865	576	763	1074	637	949	521	460	375	512	403	617	446	403	356	316	789	422	398	415	598
1991/92	482	459	371	518	342	617	666	387	524	379	467	394	336	336	366	332	265	285	258	518	318	361	320	404
1992/93	551	566	379	571	394	543	600	436	592	417	477	436	454	493	448	481	424	420	408	532	606	538	635	496
1993/94	1068	1070	893	1196	569	1011	1164	1009	1060	627	686	621	531	610	590	714	523	395	351	831	523	362	459	733
1994/95	557	536	444	515	414	629	706	500	624	349	423	430	448	395	454	406	222	265	216	450	431	360	510	447
1995/96	1659	1498	1169	1712	1218	1612	1888	1721	1840	887	1240	1184	1092	1063	1198	1222	1073	940	853	1487	869	916	1403	1293
1996/97	1279	1256	949	1399	836	1363	1634	1354	1426	985	1046	928	918	918	847	848	812	737	783	1270	648	605	1135	1042
1997/98	1384	1463	1047	1461	880	1466	1831	1426	1501	1166	1123	1134	978	1032	973	1106	831	728	600	1383	746	640	364	1098
1998/99	407	430	387	505	341	406	506	480	497	267	339	277	310	316	290	354	304	291	241	411	390	326	413	369
1999/00	1009	989	875	1048	651	909	1242	1055	1087	771	822	648	650	725	699	684	553	449	387	921	539	520	940	790
2000/01	1336	1253	1061	1475	814	1536	1890	1393	1499	967	980	921	861	786	781	944	684	586	497	1045	623	705	767	1041
2001/02	952	941	764	1010	765	953	1234	1047	1086	688	786	795	594	726	872	703	657	623	597	850	483	778	885	817
2002/03	1214	1182	954	986	642	1338	1568	1207	1338	771	948	919	678	718	691	750	655	627	566	946	657	859	691	909
2003/04	1018	1096	791	1063	704	1103	1121	903	1183	849	924	658	789	741	778	747	818	690	647	913	717	729	467	845
2004/05	421	452	320	459	217	511	489	354	456	379	347	248	317	417	282	261	305	230	191	363	178	161	431	338
2005/06	837	782	686	915	602	957	930	749	952	669	726	563	697	743	629	663	699	519	669	765	383	429	900	681
2006/07	1146	1077	919	1291	766	1292	1289	1001	1309	850	954	772	784	810	832	881	663	549	707	988	504	422	520	863
2007/08	745	785	637	887	504	929	920	685	895	667	730	477	581	610	486	566	522	488	443	781	328	346	450	611
2008/09	709	591	519	661	482	716	817	617	803	479	577	442	476	475	423	460	334	340	318	509	367	245	550	496
2009/10	1239	1333	1195	1189	936	1694	1592	1182	1545	1179	1296	838	1055	1399	965	1009	883	794	762	1345	681	598	910	1078
Media	942	930	759	990	651	965	1134	851	1078	695	724	645	664	656	670	636	577	492	468	854	538	510	651	738

Respecto a la evolución temporal (Fig. III.6) se observan dos grandes periodos por debajo de la media anual: uno de 1980/81 a 1982/83 y otro, más prolongado, de 1990/91 a 1994/95. También existe un periodo húmedo muy largo, de 1995/96 a 2003/04, exceptuando el año hidrológico 1998/99. El año hidrológico 2004/05 marca el inicio de un nuevo periodo seco (con excepción de 2006/07), que parece terminar en 2009/10. Este hecho se puede observar mejor en la Figura III.7 de las desviaciones anuales acumuladas.

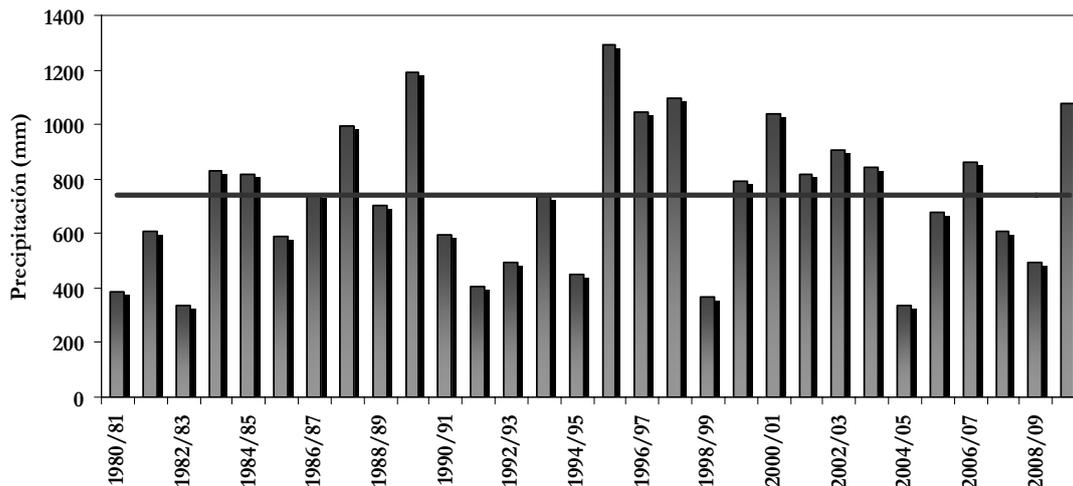


Figura III.6 Evolución de la precipitación durante el periodo 1980/81 a 2009/10 (la línea horizontal corresponde a la media: 738 mm).

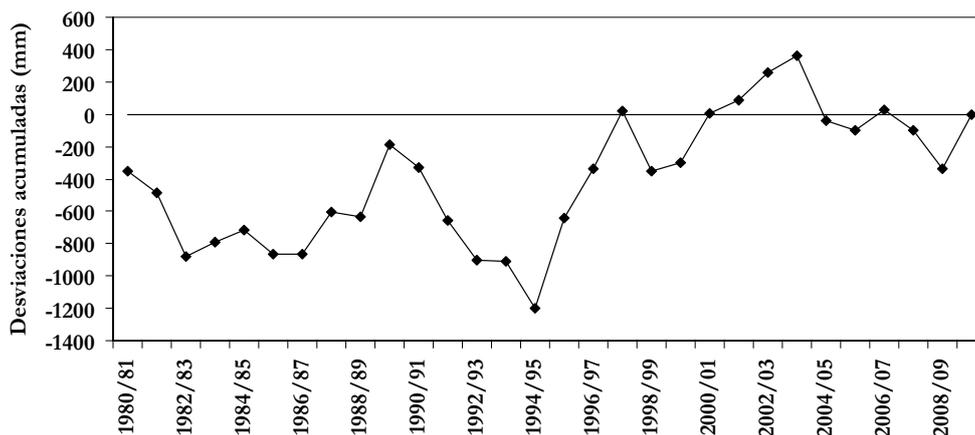


Figura III.7. Desviaciones anuales acumuladas durante el periodo 1980/81 a 2009/10.

En cuanto a la distribución mensual media para el periodo 1980/10 (Fig. III.8), las precipitaciones se producen fundamentalmente durante el otoño y la primera parte del invierno. El mes más lluvioso es diciembre, aproximadamente el 60% de la precipitación

anual tiene lugar durante los meses de octubre a enero. Posteriormente existe otro máximo relativo durante el mes de abril, que suele ser más lluvioso que marzo.

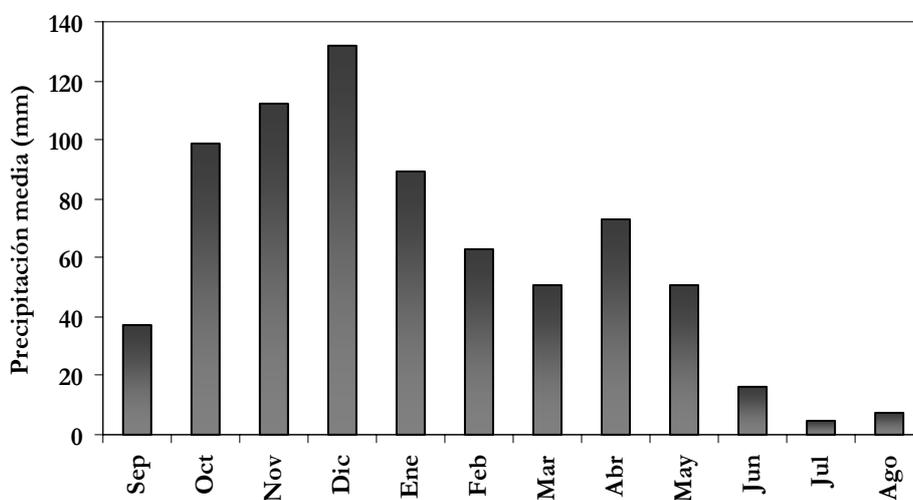


Figura III.8. Valores medios de la distribución mensual media de las precipitaciones para el periodo de 1980 a 2010.

3. TEMPERATURA

3.1. CORRECCIÓN Y COMPLETADO DE LAS SERIES DE DATOS

Al igual que se hizo en el estudio pluviométrico, se eligieron aquellas estaciones termométricas que estaban en la cuenca del río Odiel o en sus proximidades. Posteriormente, de todas estas estaciones se eliminaron aquellas que tenían series de datos demasiado cortas o muy incompletas. De esta forma se seleccionaron 11 estaciones termométricas de la AEMET y una estación facilitada por la empresa ENCE, situada en la cerrada del embalse del Sancho (Fig. III.9 y Tabla III.6). El periodo de datos considerado fue el mismo que para los datos pluviométricos (1980 a 2010).

Las estaciones más incompletas fueron la 4558A (Aracena 2), cuya puesta en marcha no se produjo hasta mediados del año 1989, y la 4556 (Aracena Valdezufre), que carece de datos desde finales del 1996 hasta el año 2000; ambas estaciones están por encima del 30% de datos ausentes. Otras estaciones con lagunas de información fueron la 4605B (Huelva

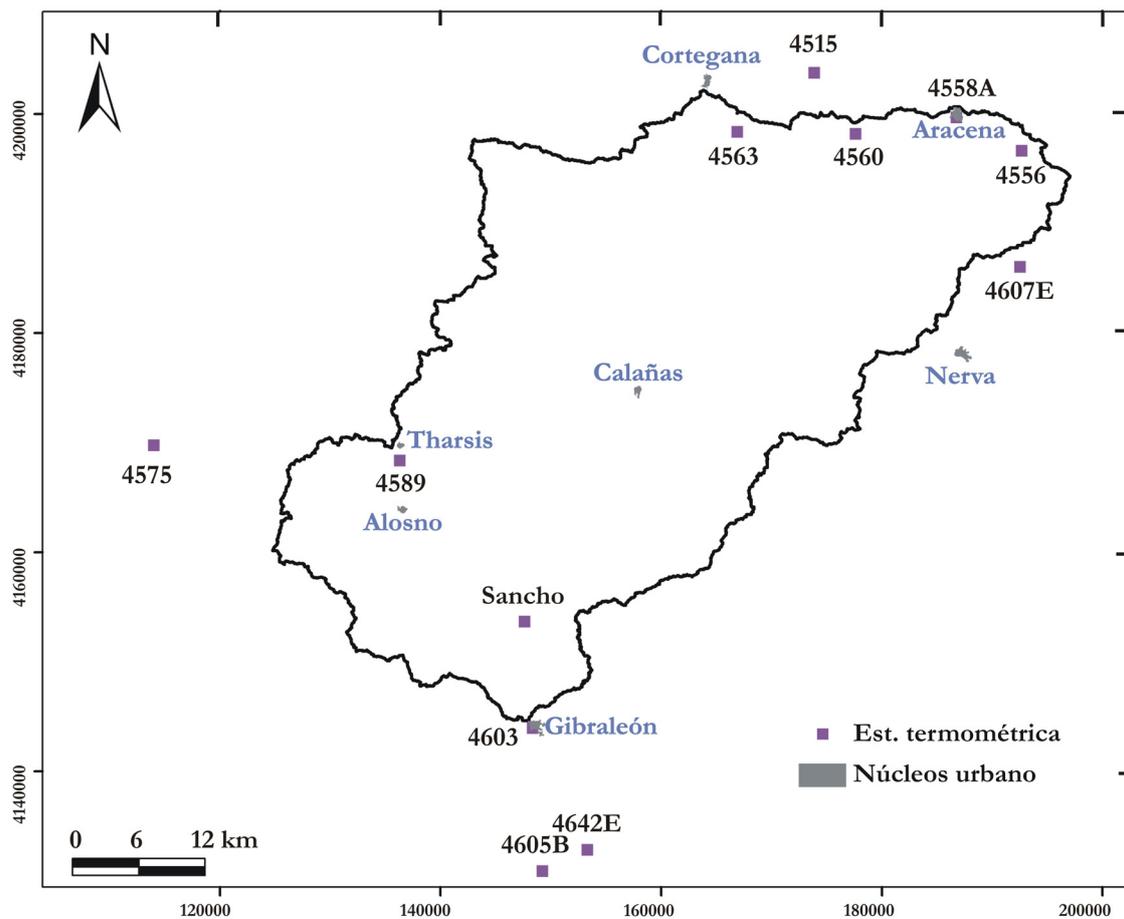


Figura III.9. Ubicación de las estaciones termométricas.

Tabla III.6. Estaciones seleccionadas para el estudio de temperatura.

Código	UTM X	UTM Y	Denominación	Nº de datos Ausentes	% de datos ausentes
4515	173875	4203811	Galaroza	567	5.09
4558A	186783	4199727	Aracena 2	3618	32.48
4560	177627	4198226	Alajar	924	8.29
4563	166903	4198408	Almonaster la Real	72	0.65
4589	136334	4168344	Alosno "Tharsis - Minas"	733	6.58
4603	148383	4143944	Gibraleón	92	0.83
4605B	149265	4130871	Huelva "Central Térmica CC"	2407	21.60
4607E	192535	4186044	La Granada de Ríotinto	2554	22.93
4642E	153323	4132808	Huelva "Ronda Este"	1263	11.33
4556	192689	4196691	Aracena Valdezufre	3516	31.56
4575	114021	4169757	Valverde del Camino CHG	704	6.32
Sancho	147645	4153670	Emb. del Sancho	918	8.24

“Central Térmica”), que presentó un periodo sin datos desde mediados del 2007 hasta junio de 2010, y la 4607E (La Granada de Ríotinto), también sin datos desde el año 1997

hasta el 1999. Al igual que con los datos pluviométricos, y aunque los periodos sin datos son más extensos de lo deseable, se consideró conveniente incluir estas estaciones para no perder esa información.

Las series de datos se representaron gráficamente y se comprobó visualmente la ausencia de errores. A continuación se calculó la matriz de correlación (coeficiente de correlación de Pearson) entre las estaciones, con el fin de evaluar la semejanza entre ellas. En las Tablas III.7 y III.8 se puede ver la matriz de correlación para los datos de temperatura máxima y mínima.

Tabla III.7. Matriz de correlación entre las distintas estaciones, para la temperatura máxima del periodo de 1980 a 2010.

	4515	4558A	4560	4563	4589	4603	4605B	4607E	4642E	4556	4575	Sancho
4515	1											
4558A	0.97	1										
4560	0.97	0.99	1									
4563	0.94	0.98	0.97	1								
4589	0.94	0.97	0.95	0.95	1							
4603	0.94	0.96	0.97	0.95	0.96	1						
4605B	0.89	0.92	0.93	0.92	0.92	0.94	1					
4607E	0.89	0.90	0.92	0.91	0.90	0.92	0.89	1				
4642E	0.94	0.95	0.96	0.95	0.95	0.98	0.96	0.91	1			
4556	0.92	0.95	0.94	0.93	0.92	0.93	0.91	0.91	0.93	1		
4575	0.94	0.97	0.97	0.96	0.96	0.97	0.93	0.92	0.97	0.94	1	
Sancho	0.94	0.96	0.96	0.95	0.96	0.98	0.94	0.91	0.97	0.94	0.96	1

Tabla III.8. Matriz de correlación entre las distintas estaciones, para la temperatura mínima del periodo de 1980 a 2010.

	4515	4558A	4560	4563	4589	4603	4605B	4607E	4642E	4556	4575	Sancho
4515	1											
4558A	0.82	1										
4560	0.86	0.92	1									
4563	0.83	0.93	0.94	1								
4589	0.87	0.89	0.90	0.90	1							
4603	0.89	0.88	0.91	0.90	0.90	1						
4605B	0.88	0.87	0.90	0.89	0.90	0.95	1					
4607E	0.74	0.79	0.83	0.83	0.79	0.83	0.84	1				
4642E	0.91	0.87	0.92	0.90	0.92	0.97	0.95	0.82	1			
4556	0.85	0.90	0.92	0.91	0.89	0.92	0.91	0.83	0.92	1		
4575	0.87	0.92	0.94	0.94	0.92	0.95	0.94	0.84	0.95	0.93	1	
Sancho	0.85	0.85	0.88	0.86	0.87	0.92	0.91	0.82	0.92	0.88	0.90	1

También se obtuvieron las rectas de regresión entre las estaciones con mayor correlación (Figs. III.10 y III.11, Tablas III.9 y III.10). Las rectas de regresión se usaron para completar

las series de datos. A veces, los datos que se debían añadir faltaban tanto en la estación a completar como en la de referencia, por eso se tomó la siguiente estación con mayor correlación.

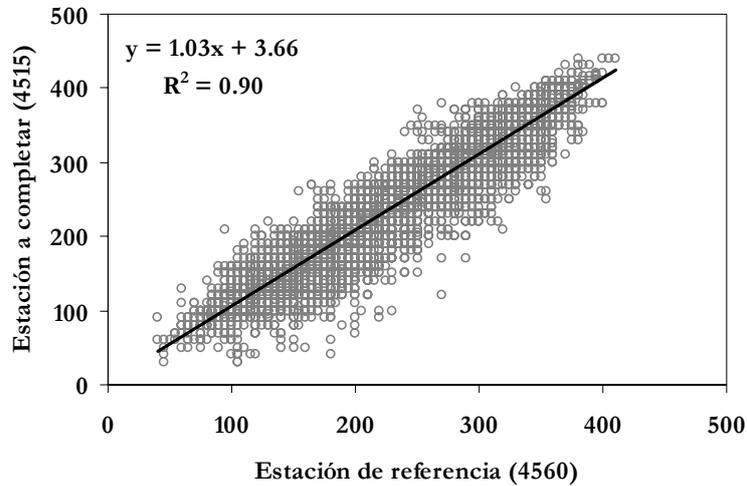


Figura III.10. Ejemplo de la recta de regresión entre dos estaciones termométricas, para el periodo de 1980 a 2010 (temperatura máxima, datos en décimas de grados).

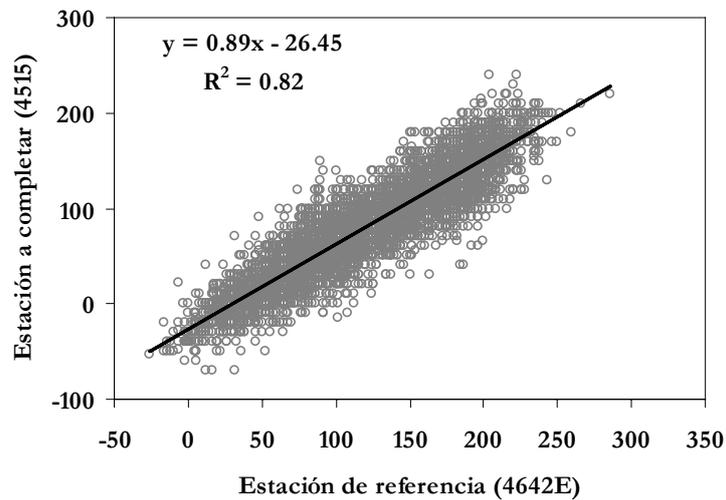


Figura III.11. Ejemplo de la recta de regresión entre dos estaciones termométricas, para el periodo de 1980 a 2010 (temperatura mínima, datos en décimas de grados).

Tabla III.9. Ecuaciones de la recta de regresión entre parejas de estaciones termométricas (temperatura máxima).

Estación de referencia (x)	Estación a completar (y)	Ecuación
45560	4515	$y = 1.03x + 3.66$
4560	4558A	$y = 0.99x + 2.50$
4558A	4560	$y = 0.97x + 3.20$
4558A	4563	$y = 1.03x + 2.69$
4558A	4589	$y = 0.99x + 23.1$
4642E	4603	$y = 1.13x - 19.42$
4642E	4605B	$y = 0.86x + 18.9$
4603	4607E	$y = 1.04 - 18.6$
4603	4642E	$y = 0.75x + 72.8$
4558A	4556	$y = 0.94x + 44.251$
4603	4575	$y = 1.05x - 19.1$
4603	Sancho	$y = 1.02x + 12.70$

Tabla III.10. Ecuaciones de la recta de regresión entre parejas de estaciones termométricas (temperatura mínima).

Estación de referencia (x)	Estación a completar (y)	Ecuación
4642E	4515	$y = 0.89x - 26.4$
4563	4558A	$y = 1.07x - 10.9$
4563	4560	$y = 0.99x - 3.24$
4560	4563	$y = 0.89x + 15.05$
4575	4589	$y = 0.88x + 2.22$
4642E	4603	$y = 0.91x + 8.83$
4575	4605B	$y = 0.94x + 16.1$
4575	4607E	$y = 1.19x + 23.4$
4603	4642E	$y = 0.91x + 72.8$
4575	4556	$y = 1.05x - 22.1$
4642E	4575	$y = 0.90x + 9.55$
4603	Sancho	$y = 1.05x - 19.1$

3.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA TEMPERATURA

En la Tabla III.11 y en la Figura III.12 se muestra la relación entre la altitud y los valores medios de temperatura mínima, media y máxima, de las distintas estaciones para el periodo 1980/10. Se observa como la temperatura disminuye ligeramente a medida que se incrementa la altitud, aunque existen algunos datos anómalos que no se adaptan a esta tendencia, como la temperatura máxima en la estación 4556 (Aracena “Valdezufre”) o la mínima en la estación 4515 (Galaroza).

La temperatura media anual de la cuenca fue de 17.4 °C, la mínima de 11.4 °C y la máxima de 23.4 °C. En la Figura III.13 se muestra el mapa de isotermas de la cuenca; en ella puede verse como la variación de la temperatura en la cuenca es escasa, presentando menores valores hacia la Sierra de Aracena.

Tabla III.11. Temperatura media anual (máxima, media y mínima) y altitud de las estaciones termométricas, para el periodo de 1980 a 2010.

Estación	Altura (m)	Mínima (°C)	Máxima (°C)	Media (°C)
4515	554	8.3	22.5	15.4
4558A	730	10.2	21.5	15.9
4560	577	10.4	21.3	15.9
4563	610	10.6	22.3	16.5
4589	286	11.1	23.6	17.4
4603	26	12.6	25.1	18.3
4642E	19	12.4	24.2	18.3
4605B	436	13.3	22.6	17.9
4607E	19	12.7	24.3	18.5
4556	611	10.6	24.8	17.7
4575	273	12.4	24.4	18.4
Sancho	56	12.2	24.4	18.3

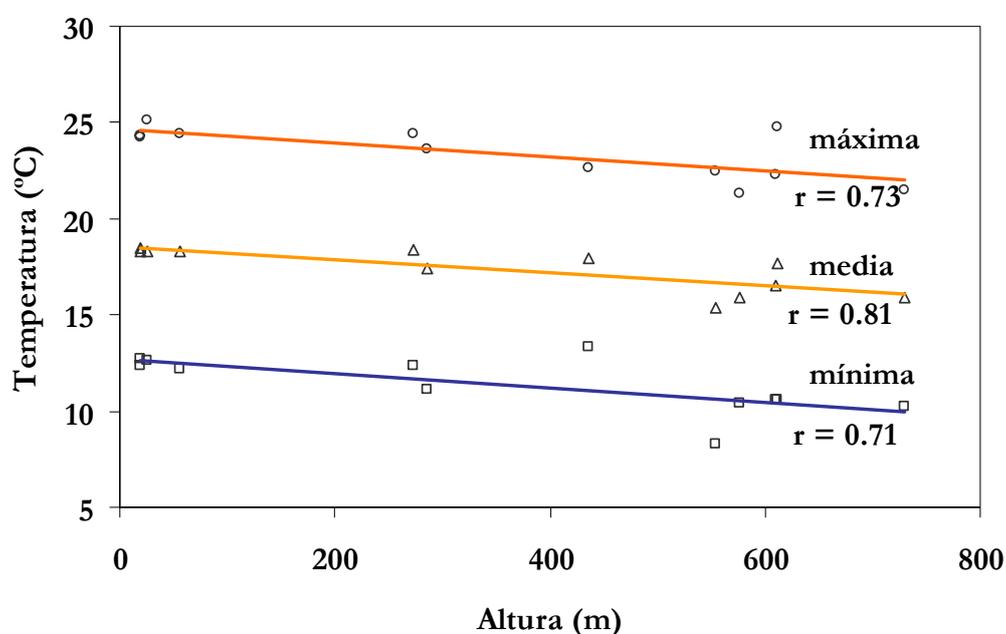


Figura III.12. Relación entre la altitud y la temperatura mínima, media y máxima.

3.3. DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA TEMPERATURA

En la Figura III.14 se representa la variación de la temperatura media anual para cada año hidrológico. No se observa ninguna tendencia clara; los años hidrológicos más cálidos fueron 1981/82, 1988/89 y 1989/90. En cuanto a la variación estacional (Fig. II.15), se observa como los meses más fríos son diciembre, enero y febrero. Las temperaturas más elevadas se alcanzan en el mes de julio, aunque los valores de agosto son muy parecidos.

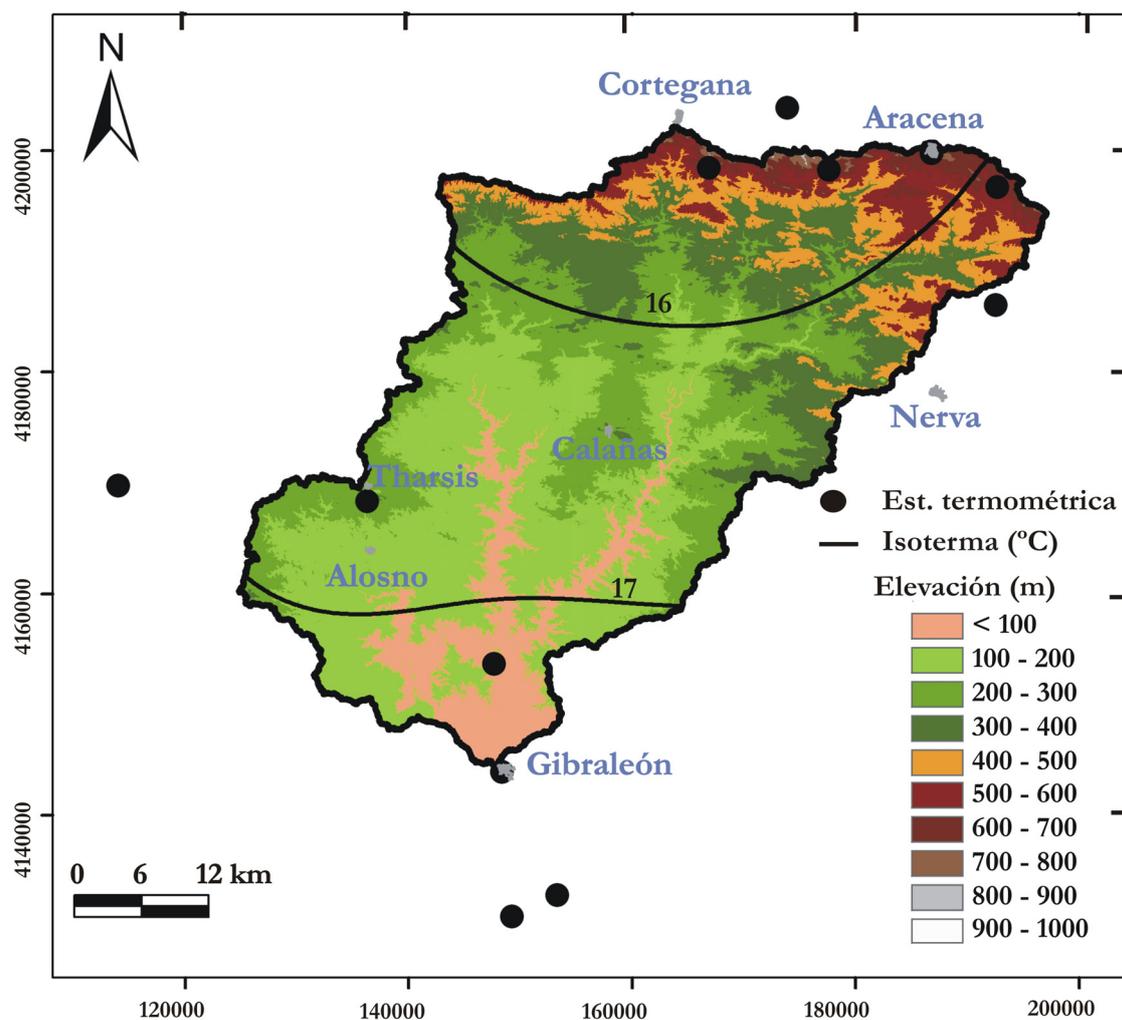


Figura III.13. Mapa de isotermas de temperatura media anual.

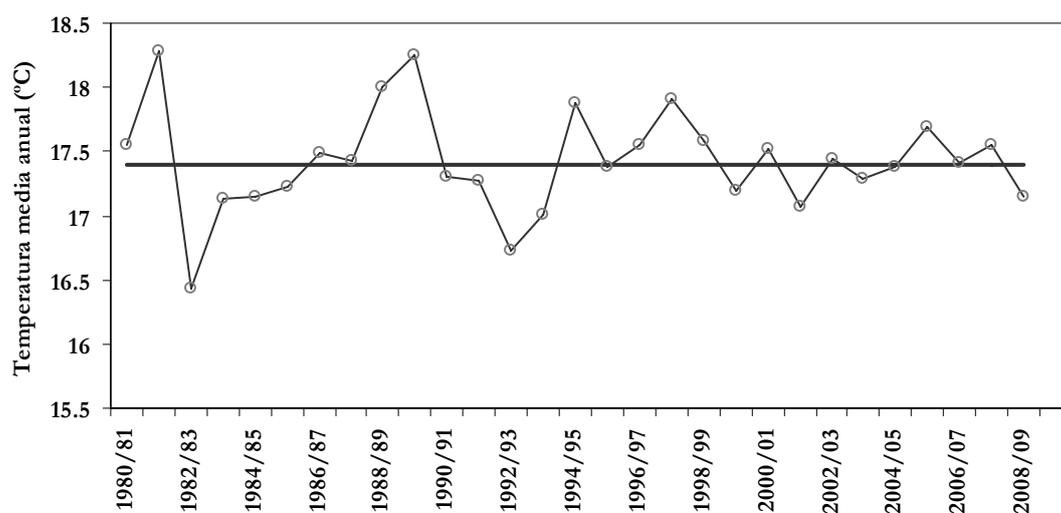


Figura III.14. Variación de la temperatura media anual durante el periodo de 1980/81 a 2009/10 (la línea horizontal corresponde la temperatura media anual del todo el periodo, cuyo valor fue de 17.4°C).

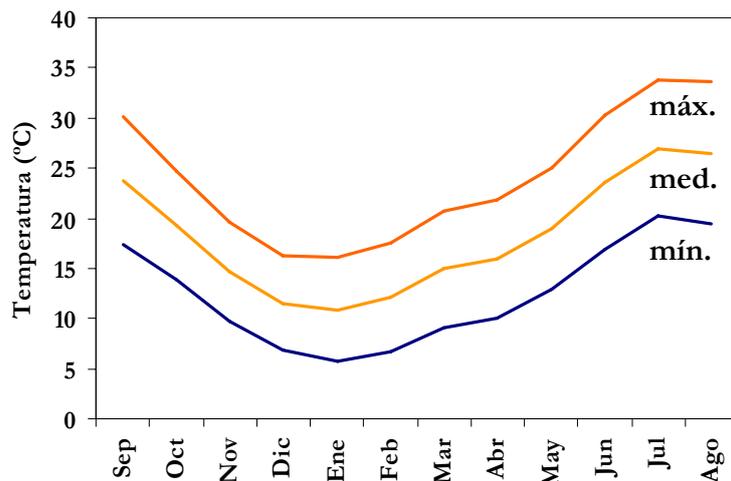


Figura III.15. Evolución de los valores medios mensuales de la temperatura mínima, media y máxima, para el periodo de 1980 a 2010.

4. EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL

4.1. INTRODUCCIÓN

Si se pretende realizar una correcta planificación y gestión de los recursos hídricos, la evapotranspiración potencial (ETP) es un parámetro de gran importancia en hidrología. El balance hídrico requiere conocer la ETP para cuantificar la parte de la precipitación evapotranspirada.

La evaporación es el proceso físico por el cual el agua cambia de estado líquido a gaseoso, retornando directamente a la atmósfera en forma de vapor. La radiación solar proporciona a las moléculas de agua la energía necesaria para el cambio de estado. Por otro lado, la transpiración es el proceso físico-biológico por el cual el agua pasa a la atmósfera a través del metabolismo de las plantas. La evapotranspiración es la combinación de estos dos procesos; la dificultad de medir cada uno de los procesos de forma separada obliga a introducir el concepto de evapotranspiración. La evapotranspiración se expresa normalmente en milímetros y representa la cantidad de agua perdida por unidad de superficie.

Thornthwaite (1948) introduce el concepto de evapotranspiración potencial (ETP) que se define como las pérdidas por evapotranspiración cuando se produce un desarrollo vegetal óptimo y una capacidad de campo completa permanente. Es decir, la altura de agua que sería efectivamente evapotranspirada si el agua disponible fuera en cada instante, por lo menos, igual a la que puede ser transformada en vapor por el juego de los factores hidrometeorológicos y la vegetación. Debido a que la evaporación está fuertemente influida por las características de la superficie vegetal, Penman (1956) redefinió el concepto de ETP como “la cantidad de agua transpirada por un cultivo de poco porte y altura uniforme que cubre totalmente el suelo y que nunca sufre escasez de agua”.

La cantidad de agua que realmente vuelve a la atmósfera por evaporación y transpiración, se conoce con el nombre de evapotranspiración real (ETR). Ésta es la suma de las cantidades de vapor de agua evaporado desde el suelo y transpiradas por las plantas durante un periodo determinado, bajo las condiciones meteorológicas y de humedad de suelo existentes.

Los principales factores que determinan la ETR son la humedad del suelo, que depende de su capacidad de retención de agua del suelo, y de los factores meteorológicos; es decir los componentes del clima que proporcionan energía para la vaporización. Estos factores son fundamentalmente la radiación solar, la temperatura del aire, la humedad del aire y la velocidad del viento. Además, la evapotranspiración también está determinada por el tipo y grado de desarrollo de la cubierta vegetal.

La evapotranspiración de referencia (ET_0) es la tasa de evapotranspiración de una superficie de referencia, y que tiene lugar sin restricciones de agua. La superficie de referencia es un cultivo hipotético de 12 cm de altura, con una resistencia superficial de 70 s/m y un albedo de 0.23. La superficie de referencia es muy similar a una superficie extensa de pasto verde, bien regada, de altura uniforme y que crece activamente (Allen *et al.*, 2006).

Tanto la ETP como la ET_0 se refieren a un cultivo corto, de altura uniforme y adecuadamente regado; no obstante en la ET_0 se establece de una forma inequívoca las características de la superficie de referencia. En adelante, en este trabajo no se van a diferenciar los dos términos y se utilizará ETP para ambos.

4.2. MÉTODOS DE CÁLCULO DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL

La determinación de la evapotranspiración potencial plantea numerosos problemas e incertidumbres. Los métodos de medición directa requieren de dispositivos específicos de gran precisión, que resultan costosos y complejos para obtener resultados válidos (Allen *et al.*, 1998); por eso, frecuentemente se recurre a otro tipo de metodologías indirectas.

Habitualmente los métodos indirectos son ecuaciones de carácter empírico o semiempírico, desarrolladas a partir de datos meteorológicos capaces de establecer los retornos de agua hacia la atmósfera. La ventaja de este tipo de metodologías se debe a que emplean parámetros fácilmente disponibles. Por el contrario, el inconveniente de las mismas es su adecuación a las características climáticas y condiciones agronómicas del área en la que se aplican, por lo que muchas veces no son válidas en lugares diferentes a donde se establecieron (Andreu *et al.*, 2001).

A continuación se expondrán los métodos de estimación de la ETP: Penman, FAO Penman-Monteith, Hargreaves, Turc, Thornthwaite y Priestley-Taylor, y que serán posteriormente aplicados en varias estaciones meteorológicas de la cuenca del río Odiel.

4.2.1. Método Penman

Para calcular la evapotranspiración potencial por el método de Penman (1948) se necesitan datos de radiación solar, temperatura del aire, humedad y velocidad del viento:

$$ETP = \left(\frac{\frac{\Delta}{\gamma} R_n + E_a}{\frac{\Delta}{\gamma} + 1} \right) f \quad III.1$$

donde ETP es la evapotranspiración (mm/día), R_n es la radiación neta en la superficie de la Tierra (mm/día), E_a es el poder evaporante de la atmósfera (mm/día), Δ es la pendiente de la curva de presión de vapor (mm de Hg/°C), γ es la constante psicométrica (mm de Hg/°C) y f es un coeficiente reductor cuyo valor depende de cada mes (0.6 para los meses de enero, febrero, noviembre y diciembre, 0.7 para marzo, abril, septiembre y octubre, y 0.8 de mayo a agosto).

El calor evaporante de la atmósfera (E_a) viene dado por la expresión:

$$E_a = 0.35(0.5 + 0.54u_2)(e_s - e_a) \quad III.2$$

donde u_2 es la velocidad del viento a 2 m de altura sobre la superficie evaporante (m/s), e_s es la presión de vapor de saturación (mm de Hg) y e_a es la presión real de vapor (mm Hg).

El procedimiento de cálculo de los parámetros necesarios para obtener la ETP por el método Penman se muestra a continuación:

Se inicia calculando la pendiente de la relación entre la presión de saturación de vapor Δ (en kPa/°C) y la temperatura T (°C):

$$\Delta = \frac{4098 \left[0.6108 \exp\left(\frac{17.27 \cdot T}{T + 237.3}\right) \right]}{(T + 237.3)^2} \quad III.3$$

La constante psicométrica γ (kPa/°C) se calcula:

$$\gamma = \frac{c_p P}{\varepsilon \lambda} = 0.665 \cdot 10^{-3} P \quad III.4$$

donde P es la presión atmosférica (kPa), λ es el calor latente de vaporización (MJ/kg), c_p es el calor específico a presión constante (MJ/kg °C), y ε es el cociente del peso molecular de vapor de agua/aire seco (0.622). El calor específico a presión constante, es la cantidad de energía requerida para aumentar la temperatura de una unidad de masa de aire en 1 °C a presión constante. Para condiciones atmosféricas medias se puede utilizar para el calor específico el valor de 1.013×10^{-3} MJ/kg °C (Allen *et al.*, 2006).

El calor latente de vaporización λ , expresa la energía requerida para cambiar una masa de unidad de agua líquida a vapor, bajo presión y temperatura constantes. Como λ varía levemente dentro de rangos de temperaturas normales, se considera un valor constante de 2.45 MJ/kg. Este valor corresponde al calor latente de vaporización a una temperatura del aire de alrededor de 20 °C (Allen *et al.*, 2006).

La presión de saturación de vapor e° (kPa) se calcula en función de la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$):

$$e^{\circ}(T) = 0.6108 \exp\left[\frac{17.27T}{T + 237.3}\right] \quad \text{III.5}$$

La presión real de vapor e_a (kPa) se puede derivar de los datos de temperatura y de la humedad relativa:

$$e_a = \frac{e^{\circ}(T_{\min}) \frac{HR_{\max}}{100} + e^{\circ}(T_{\max}) \frac{HR_{\min}}{100}}{2} \quad \text{III.6}$$

donde $e^{\circ}(T_{\min})$ es la presión de saturación de vapor a la temperatura mínima diaria (kPa), $e^{\circ}(T_{\max})$ es la presión de saturación de vapor a la temperatura máxima diaria (kPa), HR_{\max} es la humedad relativa máxima (%) y HR_{\min} es la humedad relativa mínima (%).

En la Figura III.16 se muestra el esquema de las componentes de la radiación. La radiación neta R_n es la diferencia entre la radiación neta de onda corta R_{ns} y la radiación de onda larga R_{nl} :

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad \text{III.7}$$

La radiación neta de onda corta R_{ns} (MJ/m^2 día) resulta del equilibrio entre la radiación solar entrante y la reflejada (Allen *et al.*, 2006):

$$R_{ns} = (1 - \alpha)R_s \quad \text{III.8}$$

donde α es el albedo (0.23 para el cultivo de referencia) y R_s es la radiación solar incidente (MJ/m^2 día).

La radiación neta de onda larga R_{nl} (MJ/m^2 día) se calcula como (Allen *et al.*, 2006):

$$R_{nl} = \sigma \left[\frac{T_{\max,K}^4 + T_{\min,K}^4}{2} \right] \left(0.34 - 0.14 \sqrt{e_a} \right) \left(1.35 \cdot \frac{R_s}{R_{so}} - 0.35 \right) \quad III.9$$

donde σ es la constante de Stefan-Boltzmann (4.903×10^{-9} MJ/K⁴ m² día), $T_{\max,K}$ es la temperatura máxima absoluta diaria (°K), $T_{\min,K}$ es la temperatura mínima absoluta diaria (°K), e_a es la presión de vapor real (kPa), R_s es la radiación solar incidente (MJ/m² día) y R_{so} es la radiación en un día despejado (MJ/m² día).

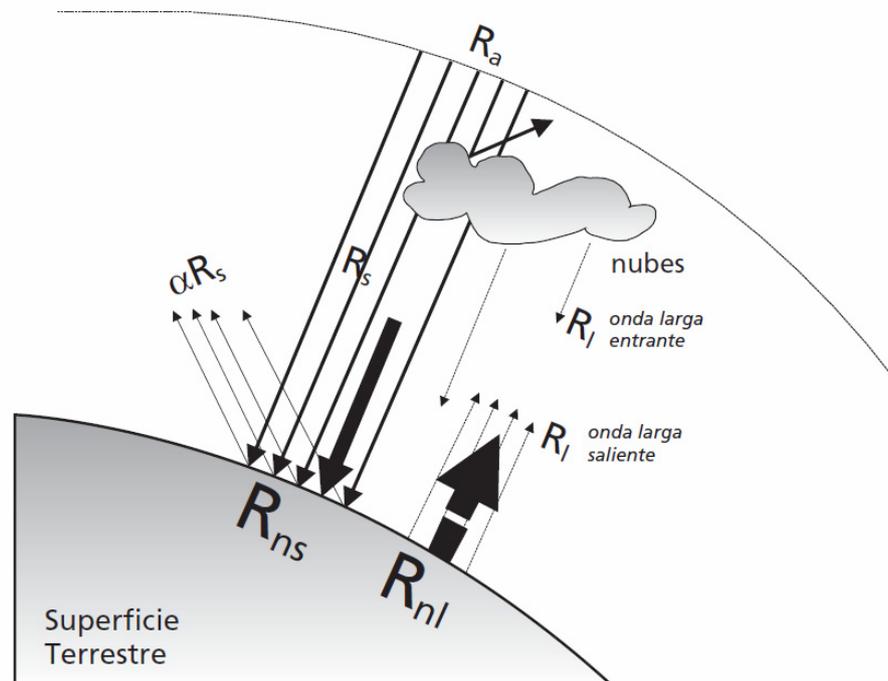


Figura III.16. Componentes de la radiación, R_a : radiación extraterrestre, R_s : radiación solar, R_{ns} : radiación neta de onda corta, R_l : radiación de onda larga, R_{nl} : radiación neta de onda larga y α : albedo (Allen *et al.*, 2006).

La radiación en días despejados puede ser calculada de la siguiente forma:

$$R_{so} = (0.75 + 2 \cdot 10^{-5} z) R_a \quad III.10$$

donde z es la elevación sobre el nivel del mar (m) y R_a es la radiación extraterrestre.

La radiación extraterrestre R_a (MJ/m² día) para cada día del año se puede estimar a partir de la constante solar, la latitud, la declinación solar y la época del año:

$$R_a = \frac{24.60}{\pi} G_{sc} d_r [\omega_s \sin(\varphi) \sin(\delta) + \cos(\varphi) \cos(\delta) \sin(\omega)] \quad III.11$$

donde G_{sc} es la constante solar (0.082 MJ/m² min), d_r es la distancia inversa relativa tierra-sol, ω_s es el ángulo de radiación a la puesta de sol (rad), φ es la latitud (rad) y δ es la declinación solar (rad). La distancia inversa relativa tierra-sol d_r y la declinación solar δ están dadas por:

$$d_r = 1 + 0.033 \cos\left(\frac{2\pi}{365} J\right) \quad III.12$$

$$\delta = 0.409 \operatorname{sen}\left(\frac{2\pi}{365} J - 1.39\right) \quad III.13$$

donde J es el número de día del año, comprendido entre 1 (1 de enero) y 365 (31 de diciembre).

Por último, el ángulo de radiación a la hora de la puesta de sol ω , se calcula como:

$$\omega_s = \ar \cos[-\tan(\varphi) \tan(\delta)] \quad III.14$$

4.2.2. Método FAO Penman-Monteith

Desde 1991, este método es el recomendado por la Organización Mundial para la Alimentación y la Agricultura (FAO) para determinar la ETP a partir de datos meteorológicos (Allen *et al.*, 1991; Allen *et al.*, 1998). Organismos como la Sociedad Americana de Ingenieros Civiles (ASCE) y el Centro Común de Investigación (CCR), perteneciente a la Comunidad Europea, destacan la validez de este método empleado en diferentes lugares y bajo condiciones climáticas diversas, aún con series de datos cortas (Choisnel *et al.*, 1992 y Hargreaves, 1994).

La ecuación para estimar la ETP requiere datos de radiación solar, temperatura del aire, humedad y velocidad del viento. La expresión de cálculo es:

$$ETP = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad III.15$$

donde ETP es la evapotranspiración de referencia (mm/día), R_n es la radiación neta en la superficie (MJ/m² día), G es el flujo del calor del suelo (para periodos diarios, como la magnitud del flujo de calor bajo la superficie de referencia es relativamente pequeña, esta puede ser ignorada y entonces G es igual a cero), T es la temperatura media del aire a 2 m de altura (°C), u_2 es la velocidad del viento a 2 m de altura (m/s), e_s es la presión de vapor de saturación (kPa), e_a es la presión real de vapor (kPa), Δ es la pendiente de la curva de presión de vapor (kPa/°C) y γ es la constante psicométrica (kPa/°C).

La evaporación equivalente en mm/día se obtiene multiplicando R_a por el factor de conversión 0.408. Este factor es igual a la inversa del calor latente de vaporización ($1/\lambda = 0.408$).

4.2.3. Método de Hargreaves

La fórmula de Hargreaves para evaluar la evapotranspiración de referencia (Hargreaves, 1975) necesita solamente datos de temperatura y de latitud. Se calcula mediante la expresión:

$$\lambda ETP = 0.0023 R_a (T_{máx} - T_{mín})^{0.5} (T_{media} + 17.78) \quad III.16$$

donde ETP es la evapotranspiración potencial diaria (mm/día), $T_{mín}$, T_{media} y $T_{máx}$ son la temperatura mínima, media y máxima del aire (°C), R_a es la radiación extraterrestre convertida a mm/día y λ es el calor latente de vaporización con un valor constante de 2.45 MJ/kg.

4.2.4. Método de Thornthwaite

Este método de cálculo de la evapotranspiración potencial es muy empleado porque requiere poca información (temperatura media del aire y latitud). Se ha adaptado la metodología de Thornthwaite (1948) para realizar el cálculo de la ETP a nivel diario:

Primero se calcula el índice de calor diario ($i_{\text{día}}$) a partir de la temperatura media diaria ($^{\circ}\text{C}$):

$$i_{\text{día}} = \left(\frac{T_{\text{media}}}{5} \right)^{1.514} \quad \text{III.17}$$

Luego se calcula el índice de calor mensual (i_{mes}) por el promedio de los valores diarios. A través del índice mensual de temperatura se obtiene el índice de calor anual I , sumando los índices mensuales de los doce meses del año:

$$I = \sum i_{\text{mes}} \quad \text{III.18}$$

Después se calcula la evapotranspiración potencial sin corregir ETP_{SC} a partir de la expresión:

$$ETP_{SC} = \frac{16 \left(\frac{10 \cdot T_{\text{media}}}{I} \right)^a}{30} \quad \text{III.19}$$

$$a = 6.75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7.71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 1.792 \cdot 10^{-2} \cdot I + 0.49239 \quad \text{III.20}$$

A continuación se lleva a cabo la corrección del número teórico de horas de sol:

$$ETP = ETP_{SC} \left(\frac{h}{12} \right) \quad \text{III.21}$$

donde h es el número máximo de horas de insolación según la latitud y cuyo valor se encuentra tabulado. El valor obtenido se divide por los días del mes para obtener la ETP diaria.

4.2.5. Método de Turc

Este método (Turc, 1961) emplea la temperatura media diaria (T_{media} , °C) y la radiación solar (R_s). Se ha utilizado adaptación para la estimación de la ETP diaria (Andreu *et al.*, 2001):

$$ETP = 0.013 \frac{T_{media}}{T_{media} + 15} (R_s + 50) \quad III.22$$

Cuando la humedad relativa es inferior al 50% se introduce un factor corrector, de manera que la expresión queda:

$$ETP = 0.013 \frac{T_{media}}{T_{media} + 15} (R_s + 50) \left(1 + \frac{50 - H_r}{70} \right) \quad III.23$$

4.2.6. Método de Priestley-Taylor

Priestley y Taylor (1972) desarrollaron la siguiente expresión para calcular la ETP (mm/día):

$$\lambda ETP = \alpha \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (R_n - G) \quad III.24$$

donde R_n es la radiación neta (MJ/m² día), G es el flujo del calor del suelo (para periodos diarios, como la magnitud del flujo de calor bajo la superficie de referencia es relativamente pequeña, esta puede ser ignorada y entonces G es igual a cero), Δ es la pendiente de la curva de presión de vapor (kPa/°C), γ es la constante psicométrica (kPa/°C) y α es un coeficiente cuyo valor es de 1.26.

4.3. COMPARACIÓN DE LOS VALORES OBTENIDOS

Para el cálculo de la evapotranspiración potencial en la cuenca del río Odiel se han tomado datos de 9 estaciones climáticas pertenecientes a la red agroclimática (<http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria>) y a la red de información y alerta fitosanitaria (<http://dgpa.besana.es/clima/inicio.do>), ambas dependientes de la

Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía (Fig. III.17 y Tabla III.12). No se han utilizado las estaciones meteorológicas seleccionadas en apartados anteriores, debido a que algunos de los métodos utilizados para el cálculo de la ETP requieren datos no disponibles en la mayoría de estas estaciones.

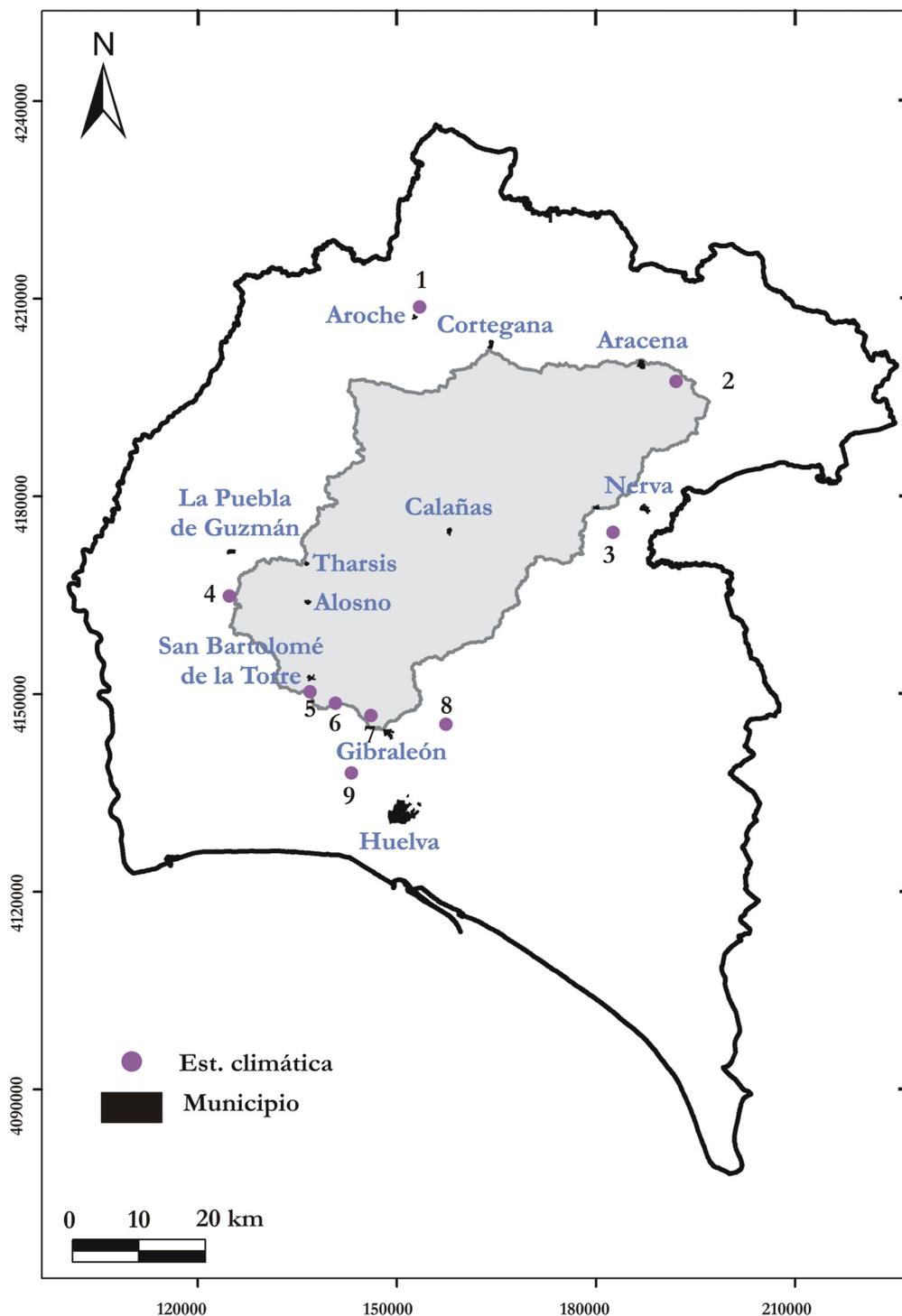


Figura III.17. Localización de las Estaciones Agroclimáticas utilizadas (en gris cuenca del río Odiel hasta Gibraleón).

En cada estación existen datos de temperatura máxima y mínima, velocidad del viento, humedad relativa máxima y mínima y radiación solar. Las estaciones Aracena, San Bartolomé de la Torre, Gibraleón 1 y Gibraleón 2 pertenecen a la red de información y alerta fitosanitaria. Las estaciones de Aroche, El Campillo, La Puebla de Guzmán, Gibraleón y El Tojalillo-Gibraleón se incluyen en la red agroclimática. A cada estación se le ha asignado un código numérico, con valores de 1 a 9 y ordenado de norte a sur.

Tabla III.12. Código, nombre, coordenadas y periodo de tiempo de las estaciones.

Código	Denominación	UTM X	UTM Y	UTM Z	Periodo de datos
1	Aroche	153475	4208733	299	14/11/00 - 30/6/10
2	Aracena	192088	4197393	550	9/7/02 - 30/6/10
3	El Campillo	182584	4174503	406	15/11/00 - 30/6/10
4	La Puebla de Guzmán	124754	4164813	288	14/11/00 - 30/6/10
5	San Bartolomé de la Torre	136931	4150335	122	28/1/02 - 30/6/10
6	Gibraleón	140737	4148565	169	22/12/99 - 30/6/10
7	Gibraleón1	146119	4146727	75	1/3/01 - 22/1/09
8	Gibraleón2	157425	4145391	52	19/7/02 - 11/3/09
9	El Tojalillo-Gibraleón	143153	4137990	52	21/12/99 - 30/6/10

En la Tabla III.13 se presenta un resumen de la media anual de los datos de partida disponibles para cada estación. Después de revisar detalladamente los datos se comprobó que la estación de Aracena tiene valores de radiación solar igual a cero para numerosos días; además, el resto de valores de radiación solar son muy bajos al compararlos con los de las estaciones cercanas.

La estación Gibraleón 1 también tiene, a partir de julio de 2008, valores de radiación muy bajos; y datos de velocidad del viento anómalos. La estación Gibraleón 2 tiene valores de temperatura mínima muy bajos y valores de velocidad del viento anómalos (al igual que en la estación Gibraleón entre julio de 2008 y octubre de 2008). Por estas razones se han desechado las tres estaciones para el cálculo de la ETP.

Los valores medios anuales de la ETP para el resto de estaciones (Tabla III.14) oscilan entre 1323 mm/año (obtenido mediante el método de FAO-Penman-Monteith) y 915 mm/año (mediante el método de Thornthwaite). En la Figura III.18 se representa la ETP media anual calculada por los distintos métodos para cada estación. Se puede ver como los métodos de FAO Penman-Monteith, Hargreaves y Turc tienen valores parecidos, mientras que los métodos de Penman y, especialmente, Thornthwaite muestran resultados inferiores.

El método de Priestley-Taylor da valores de ETP intermedios respecto a los dos grupos anteriores.

Tabla III.13. Resumen de las medias anuales de los datos iniciales disponibles para calcular la ETP.

Estación	T_{\max} (°C)	T_{\min} (°C)	u_2 (m/s)	HR_{\max} (%)	HR_{\min} (%)	R_s (MJ/m ² día)
Aroche	23.1	9.2	1.4	86.8	38.6	18.1
Aracena	20.7	9.2	1.2	77.7	40.4	15.1
El Campillo	22.8	12.1	1.8	78.9	39.5	18.6
La Puebla de Guzmán	22.5	11.1	2.3	86.2	41.8	18.4
San Bartolomé de la Torre	23.4	11.8	1.4	85.9	44.7	17.3
Gibraleón	23.4	12.0	1.6	85.3	41.1	19.0
Gibraleón 1	24.3	12.2	1.6	87.1	44.1	14.8
Gibraleón 2	23.9	10.3	1.5	88.7	43.4	17.0
El Tojalillo-Gibraleón	23.9	12.0	2.2	83.5	41.1	18.3
Media	23.1	11.1	1.7	84.5	41.6	17.4

(T_{\max} y T_{\min} son la temperatura máxima y mínima, u_2 la velocidad del viento a 2 metros de altura, HR_{\max} y HR_{\min} la humedad relativa máxima y mínima y R_s la radiación solar).

El hecho de que el método de Thornthwaite aporte valores más bajos se debe probablemente a que se trata de una metodología desarrollada en una zona con características climáticas diferentes a las del área de estudio. En otros trabajos, realizados en climas áridos y semiáridos y con precipitaciones intensas durante el otoño, se ha comprobado que el método de Thornthwaite suele dar resultados por defecto (Martín, 1983; Sánchez-Toribio, 1992; Andreu *et al.*, 2001).

Tabla III.14: Valores de ETP medios anuales, calculados por los distintos métodos (mm/año).

Estación	ETP _P	ETP _{FAO}	ETP _{HAR}	ETP _{THO}	ETP _{TURC}	ETP _{P-T}
Aroche	971	1234	1347	869	1230	1106
El Campillo	1051	1362	1251	947	1350	1160
La Puebla de Guzmán	1082	1387	1264	889	1273	1150
San Bartolomé de la Torre	976	1244	1289	941	1231	1129
Gibraleón	1010	1290	1235	900	1298	1162
El Tojalillo-Gibraleón	1097	1422	1283	941	1278	1150
Media	1031	1323	1278	915	1277	1143

Los métodos de Penman (P), de FAO-Penman-Monteith (FAO), de Hargreaves (HAR), de Thornthwaite, de Turc (TURC) y de Priestley-Taylor (P-T).

La evapotranspiración calculada por el método de FAO Penman-Monteith puede tomarse como referencia para comparar con el resto de métodos, ya que se aproxima de una manera cercana a la evapotranspiración de cualquier localidad evaluada. Este método tiene bases

físicas sólidas e incorpora explícitamente parámetros fisiológicos y aerodinámicos (Allen *et al.*, 2006).

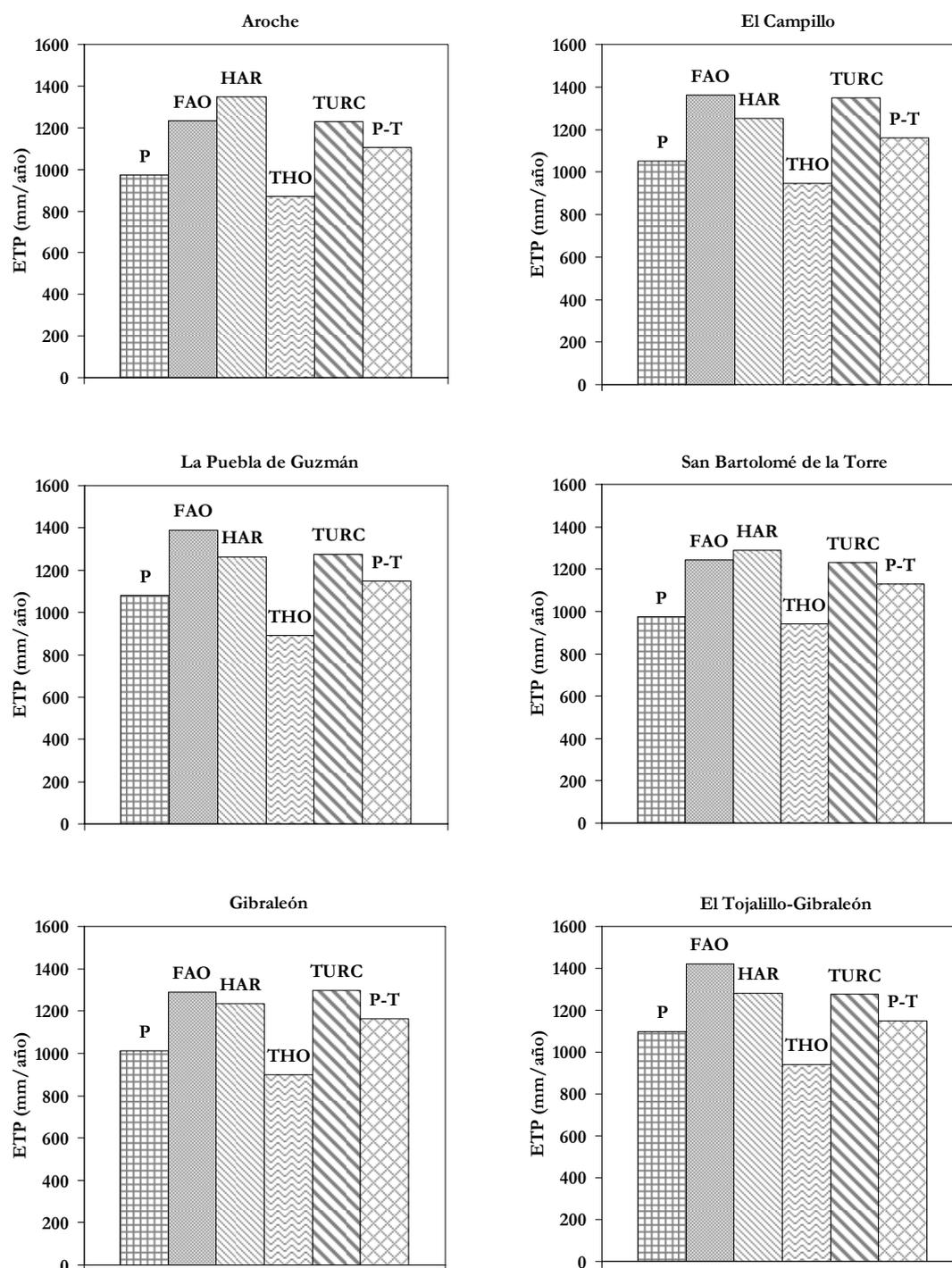


Figura III.18. Valores medios anuales de ETP, calculados por los métodos de Penman (P), de FAO-Penman-Monteith (FAO), de Hargreaves (HAR), de Thornthwaite, de Turc (TURC) y de Priestley-Taylor (P-T).

Los métodos de Hargreaves y Turc aportaron valores medios similares al método de FAO Penman-Monteith. No obstante, si se analizan los coeficientes de correlación entre los distintos métodos (Tabla III.15), se comprueba que las mayores correlaciones se dan entre los métodos de FAO Penman-Monteith y Penman. Sin embargo el segundo método da valores mucho más bajos que el primero, debido a que los coeficientes mensuales recomendados por Penman (apartado 4.2.1 de este capítulo) fueron calculados para un clima del sur de Inglaterra, con diferentes características climáticas de la zona de estudio.

Tabla III.15: Matriz de correlación de Pearson de la ETP media anual, calculada por los distintos métodos (Penman, FAO Penman-Monteith, Hargreaves, Thornthwaite, Turc y Priestley-Taylor).

	P	FAO	HAR	THO	TURC	P-T
P	1					
FAO	1.00	1				
HAR	-0.45	-0.46	1			
THO	0.30	0.37	-0.41	1		
TURC	0.52	0.56	-0.74	0.42	1	
P-T	0.65	0.66	-0.96	0.45	0.83	1

Los métodos de Turc y Priestley-Taylor también muestran una buena correlación entre ellos (0.83), aunque el primero aporta valores más elevados (aproximadamente en un 12%). El método de Thornthwaite no muestra correlaciones significativas con los demás. Por último, el método de Hargreaves tiene correlaciones negativas con el resto, en especial con el método de Priestley-Taylor (-0.96) y Turc (-0.74).

Al contrario de la precipitación y de la temperatura, no se ha encontrado ninguna relación entre la ETP y la altitud, ni tampoco un patrón en su distribución geográfica. No obstante, si se comparan los valores de ETP medios obtenidos mediante los métodos de Hargreaves y de FAO Penman-Monteith (Fig. III.19), la ETP media calculada por Hargreaves alcanza el valor máximo en la estación Aroche, donde los otros métodos dan los valores mínimos. De forma similar también se obtienen valores elevados en la estación San Bartolomé (Fig. III.19). Esto parece relacionado con el hecho de que las estaciones Aroche y San Bartolomé tienen una mayor oscilación térmica, una radiación solar más baja y una menor velocidad del viento, en relación a las otras cuatro estaciones consideradas.

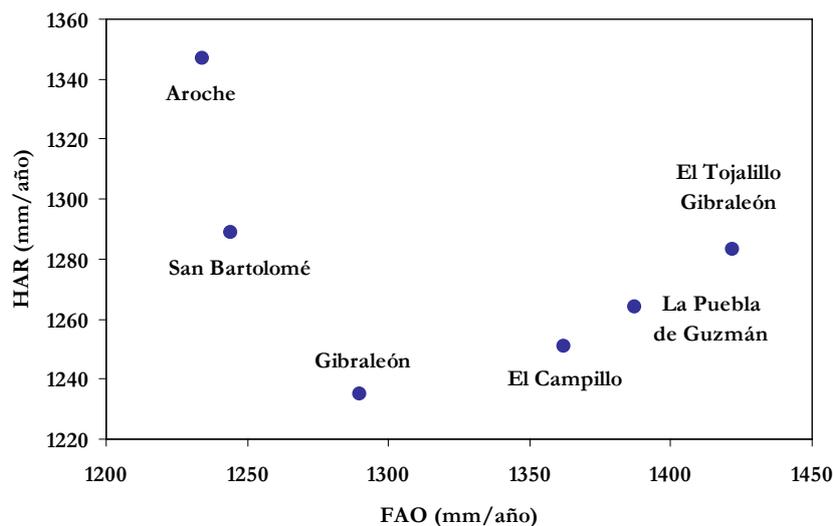


Figura III.19. Representación de los valores de ETP anuales por los métodos de Hargreaves y de FAO Penman-Monteith.

En cuanto a la variación temporal durante el año (Fig III.20) se observa como generalmente los métodos de FAO-Penman-Monteith, Hargreaves y Turc, tienen valores muy cercanos y una evolución similar, mientras que el método de Thornthwaite además de dar valores más bajos muestra un comportamiento ligeramente diferente (Fig. III.20). Este hecho se comprueba en las matrices de correlación de los datos mensuales de ETP (Tablas III.16). Para todos los métodos, las correlaciones son muy elevadas debido a que la ETP es mínima en invierno y máxima en verano, sin embargo los coeficientes son significativamente menores para la ETP calculada por Thornthwaite.

Por otro lado, las estaciones Aroche, El Campillo, La Puebla de Guzmán y San Bartolomé de la Torre tienen un comportamiento muy parecido (Fig. III.20). Los métodos de Hargreaves, de FAO-Penman-Monteith y de Turc presentan valores muy próximos, con las mayores diferencias en el periodo de mayo a agosto (Fig III.20). No obstante, hay ligeras diferencias, así en San Bartolomé de la Torre los valores de ETP son más parecidos entre los métodos de FAO-Penman-Monteith y Hargreaves, y el método de Turc da resultados algo más alejados de los anteriores (Fig. III.20).

En la estación Gibrleón destaca que el método de Turc, al final y al principio del año, aporte valores superiores a los alcanzados por los métodos de FAO Penman-Monteith y de Hargreaves. En El Tojalillo-Gibrleón, la ETP calculada por el método de FAO Penman-

Monteith se separa notablemente del resto de métodos en los meses de mayo a agosto (Fig. III.20).

De manera general, el resultado del método de Priestley-Taylor se aproxima en todas las estaciones al de FAO Penman-Monteith, Hargreaves y Turc de enero a mayo, y a partir de este mes los valores se asemejan a los obtenidos mediante el método de Thornthwaite. Los valores calculados mediante el método de Penman tienen una evolución parecida. Así, en la primera parte del año, la ETP estimada se sitúa por encima de la hallada por Thornthwaite, mientras que los valores más bajos se dan entre agosto y diciembre (Fig. III.20).

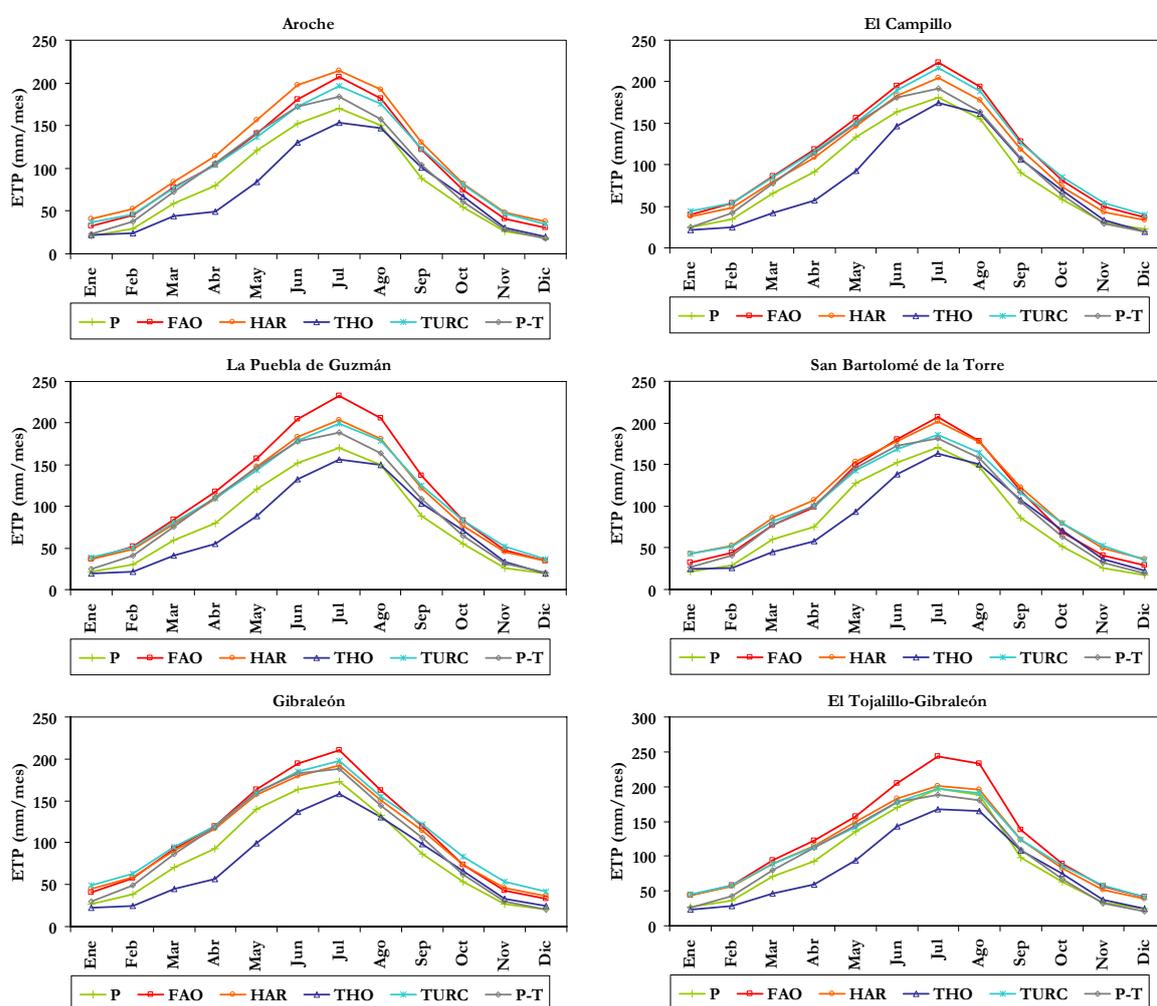


Figura III.20. ETP mensual de cada estación calculada por los distintos métodos: Penman (P), FAO-Penman-Monteith (FAO), Hargreaves (HAR), Thornthwaite (THO), Turc (TURC) y Priestley-Taylor (P-T).

Tabla III.16. Ejemplos de matrices de correlación de valores de ETP media mensual. Penman (P), FAO Penman-Monteith (FAO), Hargreaves (HAR), Thornthwaite (THO), Turc (TURC) y Priestley-Taylor (P-T).

Estación de La Puebla de Guzmán						
	P	FAO	HAR	THO	TURC	P-T
P	1					
FAO	0.997	1				
HAR	0.999	0.999	1			
THO	0.957	0.970	0.964	1		
TURC	0.996	0.999	0.999	0.969	1	
P-T	0.994	0.991	0.995	0.934	0.993	1

San Bartolomé de la Torre						
	P	FAO	HAR	THO	TURC	P-T
P	1					
FAO	0.998	1				
HAR	0.998	0.999	1			
THO	0.958	0.968	0.964	1		
TURC	0.997	0.998	0.999	0.967	1	
P-T	0.994	0.993	0.995	0.941	0.995	1

5. RESUMEN

Para el tratamiento de datos pluviométricos se seleccionaron 23 estaciones, localizadas en el interior de la cuenca del río Odiel y en su entorno, con una serie significativa de datos entre enero de 1980 y junio de 2010. Las series se han completado a partir de las relaciones entre los pares de estaciones con mayor correlación.

En la cuenca del río Odiel se observa un gradiente regional de precipitación por el que se produce un incremento de 78 mm por cada 100 m de altura. La precipitación es más elevada en el norte de la cuenca, donde se localiza la Sierra de Aracena; donde se registran valores superiores a los 1100 mm anuales. Los menores valores de precipitación se dan hacia el sur (inferiores a 600 mm).

La precipitación media anual de la cuenca del río Odiel es de 738 mm. Las precipitaciones tienen una gran variabilidad interanual, con valores en algunos años muy inferiores a la media (338 mm en el año 2004/05), frente a otros años con valores relativamente altos (1293 mm en el año 1995/96). También tiene una elevada variabilidad intraanual; el 60% de

las precipitaciones se concentran en los meses de octubre a enero, y siendo el mes más lluvioso diciembre. Otro máximo relativo de precipitación tiene lugar en primavera, durante el mes de abril.

Para el estudio de temperatura se escogieron 11 estaciones con datos del mismo periodo que las estaciones pluviométricas. La temperatura en la cuenca del río Odiel disminuye ligeramente conforme aumenta la altitud y toma valores más bajos en el norte de la cuenca, en la Sierra de Aracena.

La temperatura media anual de la cuenca es de 17.4 °C; con una temperatura mínima de 11.4 °C y una máxima de 23.4 °C. El año hidrológico más cálido es el 1982/82 y el periodo 1988/90. En cuanto a la variación intraanual de la temperatura, los meses más fríos son diciembre, enero y febrero, y los más cálidos julio y agosto.

La evapotranspiración se ha calculado por los métodos de Penman, FAO Penman-Monteith, Hargreaves, Thornthwaite, Turc y Priestley-Taylor. Se aplicaron en 6 estaciones climáticas localizadas en la cuenca del río Odiel y en sus proximidades. Estas estaciones poseen datos de temperatura (mínima y máxima), de velocidad del viento, de humedad relativa (mínima y máxima) y de radicación solar.

Se calculó la evapotranspiración anual media por los distintos métodos, obteniendo por el método de FAO Penman-Monteith un máximo de 1323 mm/año, y por el método de Thornthwaite un mínimo de 915 mm/año. Los métodos que aportan valores interanuales e intraanuales más parecidos son el de FAO Penman-Monteith, de Hargreaves y de Turc.

Por el contrario con los métodos de Penman y, especialmente, con el de Thornthwaite se obtienen valores de evapotranspiración inferiores al resto de métodos. Este hecho se debe a que el método de Thornthwaite fue desarrollado en zonas con características climáticas diferentes a las de la cuenca del río Odiel. El método de Priestley-Taylor dio valores intermedios de evapotranspiración anual.

Las mayores correlaciones de los valores anuales de evapotranspiración se dieron entre los métodos de FAO Penman-Monteith y de Penman; no obstante este último mostró valores muy inferiores, ya que los coeficientes mensuales usados para calcular la evapotranspiración

fueron deducidos para un clima del sur de Inglaterra, con características climáticas muy diferentes a las del área de estudio.

Aunque con el método de Hargreaves se obtienen resultados similares a los de FAO Penman-Monteith, Turc y Priestley-Taylor, en las estaciones Aroche y San Bartolomé de la Torre estima los mayores valores de la ETP. En estas estaciones el resto de métodos mencionados aportan los valores más bajos.

CAPÍTULO IV. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

En este capítulo se describen las características morfométricas de la cuenca del río Odiel: parámetros de forma, de relieve, relativos a la red de drenaje y de intensidad fluvial. Estos datos se analizan también para sus principales subcuencas: la cabecera del río Odiel (hasta la desembocadura del río Olivargas), la rivera del Olivargas, el río Oraque y el río Meca. En el apartado de caudales, se realiza un análisis preliminar de los datos de aforos disponibles en la cuenca y en otras estaciones próximas de su entorno.

1. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO ODIEL

El Odiel es el río más largo y caudaloso de los que discurren íntegramente por la provincia de Huelva, con una cuenca de 2330 km² (aunque en este trabajo sólo se considera la cuenca hasta Gibraleón, con una superficie de 2063 km²).

Nace en la Sierra de Aracena y desemboca en la ría de Huelva, junto con el río Tinto. Sus principales afluentes se encuentran en su margen derecha: Santa Eulalia, Escalada, Olivargas, Oraque y Meca; por la margen izquierda destacan, aunque con cuencas de menor superficie, el arroyo Agrio y la rivera del Villar (Fig. IV.1).

El río Odiel está poco regulado. Los mayores embalses existentes en la cuenca son: el del Olivargas, de 28.5 hm³, y que era utilizado para el abastecimiento de las minas de Almagrera; el del Odiel (conocido como Odiel-Perejil), construido para cubrir las necesidades hídricas de las tareas mineras y con una capacidad de 7.4 hm³; el del Sancho, cuya propietaria es la empresa papelera ENCE (58 hm³); y finalmente los embalses del Gossan y del Cobre (de 30 y 22 hm³, respectivamente) en las minas de Riotinto. Además existen otros de menor entidad distribuidos por toda la cuenca (Tabla IV.1 y Fig. IV.1).

Tabla IV.1. Embalses de la cuenca del río Odiel
(Confederación Hidrográfica del Guadiana).

Nombre	Capacidad (hm ³)	Titular
Embalse del Agua	2.4	Riotinto Minera
Embalse San Miguel	1.0	Riotinto Minera
Embalse del Calabazar	2.4	U.E. Riotinto
Embalse de Campofrío	4.3	Riotinto Minera
Embalse del Cobre	30	Riotinto Minera
Embalse de Los Asturianos	2.1	Asturiana Cinc
Embalse del Gossan	22	Riotinto Minera
Embalse Grande	1.3	Particular
Embalse de minas de Almagrera I	1.2	Minas de Almagrera
Embalse de minas de Almagrera II	1.4	Minas de Almagrera
Embalse Odiel-Perejil	7.4	Riotinto Minera
Embalse del Puerto León	1.1	Tharsis
Embalse del Sancho	58.3	ENCE
Embalse del Olivargas	28.5	Mina Almagrera

presa se localiza en la confluencia de los ríos Oraque y Odiel (Fig. IV.1), ambos muy contaminados por drenaje ácido de minas (AMD). Debido a que los ríos que regulará este embalse tienen un pH medio cercano a 3.5 y elevadas concentraciones de contaminantes y, de acuerdo con los datos de calidad del agua disponibles, Olías *et al.* (2011) concluyen que el agua de este embalse será ácida; y poseerá concentraciones importantes de elementos tóxicos que la harán inservible para cualquier uso.

2. CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS

Las características físicas de una cuenca tienen un papel esencial en el estudio de algunas de las componentes del ciclo hidrológico (escorrentía superficial, infiltración, etc.). Entre ellas hay que destacar la superficie (A), que es el parámetro más importante de la cuenca y que regula la intensidad de varios fenómenos hidrológicos como el caudal, y el perímetro (P). Estos parámetros serán la base para el cálculo de otros más complejos que se detallarán a continuación. El resumen de los valores obtenidos para los parámetros físicos de las subcuencas del río Odiel se muestra en la Tabla IV.2.

A continuación se definen las características morfométricas del río Odiel y de sus afluentes más importantes: los ríos Oraque, Olivargas y Meca; también las de la cabecera del río Odiel hasta inmediatamente antes de la desembocadura con el río Olivargas (Fig. IV.1). El río Oraque supone el 24.9% de la superficie total de la cuenca (607 km²), mientras que las cuencas del río Meca y del Olivargas representan el 15.3% y el 8.9%, respectivamente (Tabla IV.2).

Tabla IV.2. Resumen de las principales características morfométricas de la cuenca del río Odiel y las subcuencas diferenciadas.

	Odiel	Cab. Odiel	Olivargas	Oraque	Meca
Parámetros					
<i>Forma y tamaño</i>					
Superficie (km ²)	2063	513.9	183.4	606.9	316.2
Superficie (%)	-	24.9	8.9	29.4	15.3
Perímetro (km)	384.4	173.0	114.6	213.8	131.4
Recorrido máximo (km)	112.5	59.7	27	58.7	35.4
Coef. de compacidad	2.37	2.13	2.37	2.43	2.07
Factor de forma	0.46	0.43	0.56	0.47	0.58
Razón de circularidad	0.17	0.22	0.17	0.17	0.23

Tabla IV.2. Continuación.

	Odiel	Cab. Odiel	Olivargas	Oraque	Meca
<i>Relieve</i>					
Altitud máxima (m)	926	926	912	653	394
Altitud mínima (m)	0	83	83	7	5
Altitud media (m)	261	418	355	213	151
Pendiente media (%)	20.76	24.82	27.87	18.22	12.88
Pendiente del cauce principal (%)	0.56	0.89	1.3	0.57	0.46
<i>Red de drenaje</i>					
Tiempo de concentración (horas) (Kirpich)	18	10	6	11	8
Tiempo de concentración (horas) (MOPU)	29	18	10	18	12
Relación de bifurcación	2.09	1.7	1.41	1.7	1.51
Relación de longitud	2.51	1.82	2.29	190	1.74
Orden según Strahler	5	3	3	4	3
Densidad de drenaje (km/km ²)	0.54	0.47	0.6	0.58	0.54
Constante de mantenimiento (km ² /km)	1.85	2.13	1.67	1.72	1.85
Frecuencia de drenaje (km ⁻²)	0.12	0.1	0.12	0.12	0.13

2.1. PARÁMETROS DE FORMA

La forma de una cuenca es la configuración geométrica proyectada sobre un plano horizontal. Afecta directamente al tiempo de respuesta de la cuenca, es decir, al tiempo de recorrido de las aguas a través de la red de drenaje. Así, a igualdad de otros factores (litología, vegetación, usos del suelo y pluviometría) las cuencas redondeadas conducen las crecidas más rápidamente que en el caso de aquéllas alargadas y estrechas.

2.1.1. Índice de Gravelius o Coeficiente de compacidad (K_c)

Este coeficiente, definido por Gravelius en 1914 (Gravelius, 1914), es la relación entre el perímetro de la cuenca y la circunferencia del círculo con la misma superficie que la cuenca. Se obtiene a partir de la expresión:

$$K_c = 0.28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad IV.1$$

donde P y A el perímetro y la superficie de la cuenca respectivamente. Este coeficiente es igual a 1 cuando la cuenca es perfectamente circular. Como se puede ver en la Tabla IV.2 todos los valores son superiores a 2, e indica que son cuencas alargadas.

2.1.2. Factor de forma (R_f)

También denominado relación o razón de elongación. Fue definido por Schumm (1956), como la relación entre el diámetro de un círculo con la misma superficie que la cuenca y la longitud máxima de la cuenca.

$$R_f = 1.128 \frac{\sqrt{A}}{L_m} \quad IV.2$$

donde L_m el recorrido máximo o longitud del cauce principal y A la superficie de la cuenca. Cuanto más se acerca la razón al valor 1, más se aproxima la forma de la cuenca al círculo, y cuanto mayor sea el valor hallado para esta relación, menos alargada será la cuenca (Sala y Gay, 1981). Los valores del factor de forma (Tabla IV.2) oscilan entre 0.58 para la cuenca del río Meca y 0.43 para la cabecera del río Odiel y, al igual que el coeficiente de compacidad, indican que las cuencas son alargadas.

2.1.3. Razón de circularidad (R_c)

Es el cociente entre el área de la cuenca y la de un círculo, cuya circunferencia es el perímetro de la cuenca. La fórmula para calcular este índice es (Miller, 1953):

$$R_c = \frac{4\pi A}{P^2} \quad IV.3$$

donde P y A el perímetro y la superficie de la cuenca respectivamente. El círculo perfecto tendría un valor de 1; el valor de este índice disminuye cuanto menos circular sea la cuenca (Gisbert, 2000). Los valores de la razón de circularidad en todas las cuencas estudiadas son muy bajos por lo que de nuevo se pone de manifiesto que las cuencas tienen una forma alargada.

2.2. PARÁMETROS DE RELIEVE

Los parámetros determinados que caracterizan el relieve son la altura mínima, media y máxima, la pendiente (Tabla IV.2), la curva hipsográfica y el rectángulo equivalente. A

continuación, se exponen los valores para cada una de las subcuencas definidas y para el conjunto de la cuenca del río Odiel.

2.2.1. Curva hipsográfica

Representa la variación de la superficie de la cuenca en función a su altitud. Se obtiene representando cada intervalo de altitud frente a la superficie que tiene una cota igual o superior. Para calcular la altitud media se usa la siguiente expresión:

$$\overline{EL} = \sum_{i=1}^k EL_i A_i \quad IV.4$$

donde EL_i es la elevación (m) y A_i es el porcentaje de área correspondiente a la elevación EL_i .

La cuenca del río Odiel tiene una altitud mínima de 0 m y máxima de 926 m, siendo la altitud media de 261 m (Tabla IV.2). Como se puede observar en la Tabla IV.3 y en la Figura IV.2a, aproximadamente el 60% de la cuenca se encuentra entre el intervalo de 100 a 300 m, y sólo menos del 1% presenta altitudes superiores a 700 m.

La cabecera del río Odiel tiene un rango de altitudes comprendido entre 83 y 926 m, y su altitud media es de 418 m (Fig. IV.2b). Aproximadamente el 51% de la cuenca se encuentra entre 300m y 500 m, y tan sólo el 0.5% supera los 800 m (Tabla IV.4).

Entre las subcuencas consideradas individualmente, la rivera del Olivargas es la de menor superficie y la que tiene mayor desnivel, con una altitud mínima de 83 y máxima de 912 m. De su distribución hipsométrica (Fig. IV.2c y Tabla IV.5) se deduce que aproximadamente el 53% de la superficie de la cuenca está comprendida entre 200 y 400 m de altitud. En la Figura IV.2c se puede observar el efecto del embalse del Olivargas (representado por una pequeña meseta a una cota de 160 m).

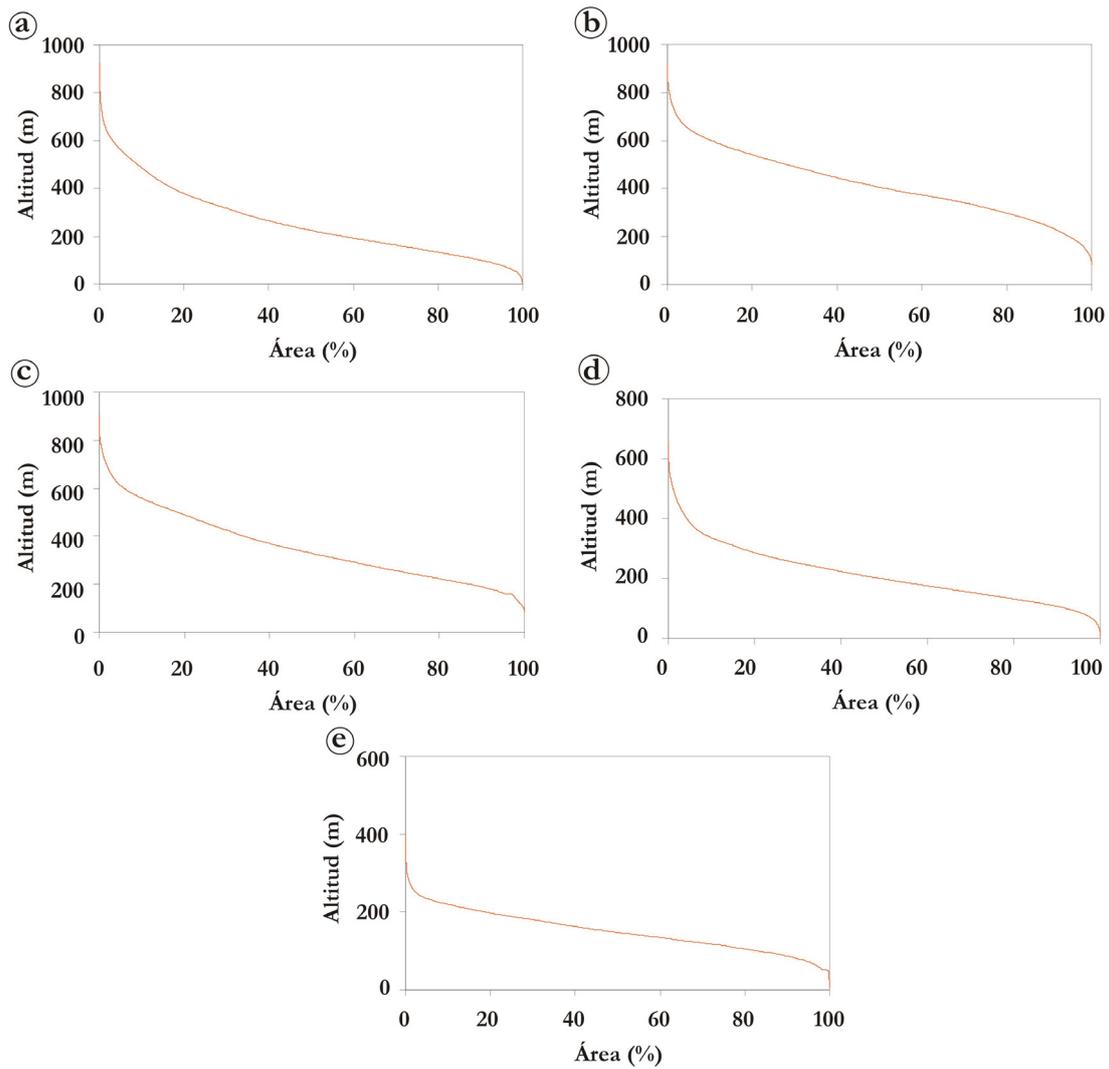


Figura IV.2. Curvas hipsográfica de: a) cuenca del río Odiel, b) cabecera del río Odiel, c) cuenca de la rivera del Olivargas, d) cuenca del río Oraque y e) cuenca del río Meca.

Tabla IV.3. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Odiel.

Altitud (m)	km ²	%
0 - 100	204.6	9.9
100 - 200	674.3	32.6
200 - 300	507.2	24.5
300 - 400	323.1	15.6
400 - 500	171.3	8.3
500 - 600	121.8	5.9
600 - 700	49.2	2.4
700 - 800	13.0	0.6
800 - 900	2.1	0.1
> 900	1.9	0.1

Tabla IV.4. Distribución hipsométrica de la cabecera de la cuenca del río Odiel.

Altitud (m)	km ²	%
0 - 100	0.5	0.1
100 - 200	26.3	5.1
200 - 300	77.7	15.1
300 - 400	142.9	27.8
400 - 500	120.5	23.4
500 - 600	92.1	17.9
600 - 700	41.9	8.1
700 - 800	9.5	1.8
800 - 900	1.9	0.4
> 900	0.5	0.1

Tabla IV.5. Distribución hipsométrica de la cuenca de la rivera del Olivargas.

Altitud (m)	km ²	%
< 100	0.3	0.2
100 – 200	22.7	12.4
200 – 300	53.9	29.5
300 – 400	43.6	23.9
400 – 500	28.6	15.6
500 – 600	23.3	12.7
600 – 700	7.8	4.2
700 – 800	2.6	1.4
800 – 900	0.1	0.1
> 900	0.23	0.13

Tabla IV.6. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Oraque.

Altitud (m)	km ²	%
< 100	46.4	7.6
100 – 200	259.7	42.8
200 – 300	196.9	32.4
300 – 400	76.9	12.7
400 – 500	19.5	3.2
500 – 600	6.4	1.1
>600	1.1	0.2

Tabla IV.7. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Meca.

Altitud (m)	km ²	%
< 100	52.1	16.5
100 – 200	204.1	64.6
200 – 300	58.9	18.6
>300	1.0	0.3

La cuenca del río Oraque tiene una altitud mínima de 7 m y máxima de 653 m, siendo su altitud media de 213 m. En su distribución hipsométrica (Figura IV.2d y Tabla IV.6) se observa como el 75% de la superficie de la cuenca se concentra en el rango de altitudes comprendidas entre 100 y 300 m.

Por último, la cuenca del río Meca tiene un rango de altitudes de 5 m a 394 m (siendo la que presenta menor desnivel), con una media de 151 m. El 65% de la superficie de la cuenca se sitúa entre 100 y 200 m de altitud (Fig. IV.2e y Tabla IV.7). En la Figura IV.2e se puede apreciar el efecto del embalse del Sancho justo al final de la cuenca.

2.2.2. Rectángulo equivalente

La cuenca hidrográfica considerada se relaciona con un rectángulo con el mismo perímetro, superficie, coeficiente de compacidad y distribución hipsométrica. De esta forma, las curvas de nivel se transforman en rectas paralelas a los lados menores del rectángulo (Fig. IV.3). Los lados mayor y menor del rectángulo (L y l) se calculan según las siguientes fórmulas:

$$L = \frac{P + \sqrt{P^2 - 16A}}{4} \quad IV.5$$

$$l = \frac{A}{L} \quad IV.6$$

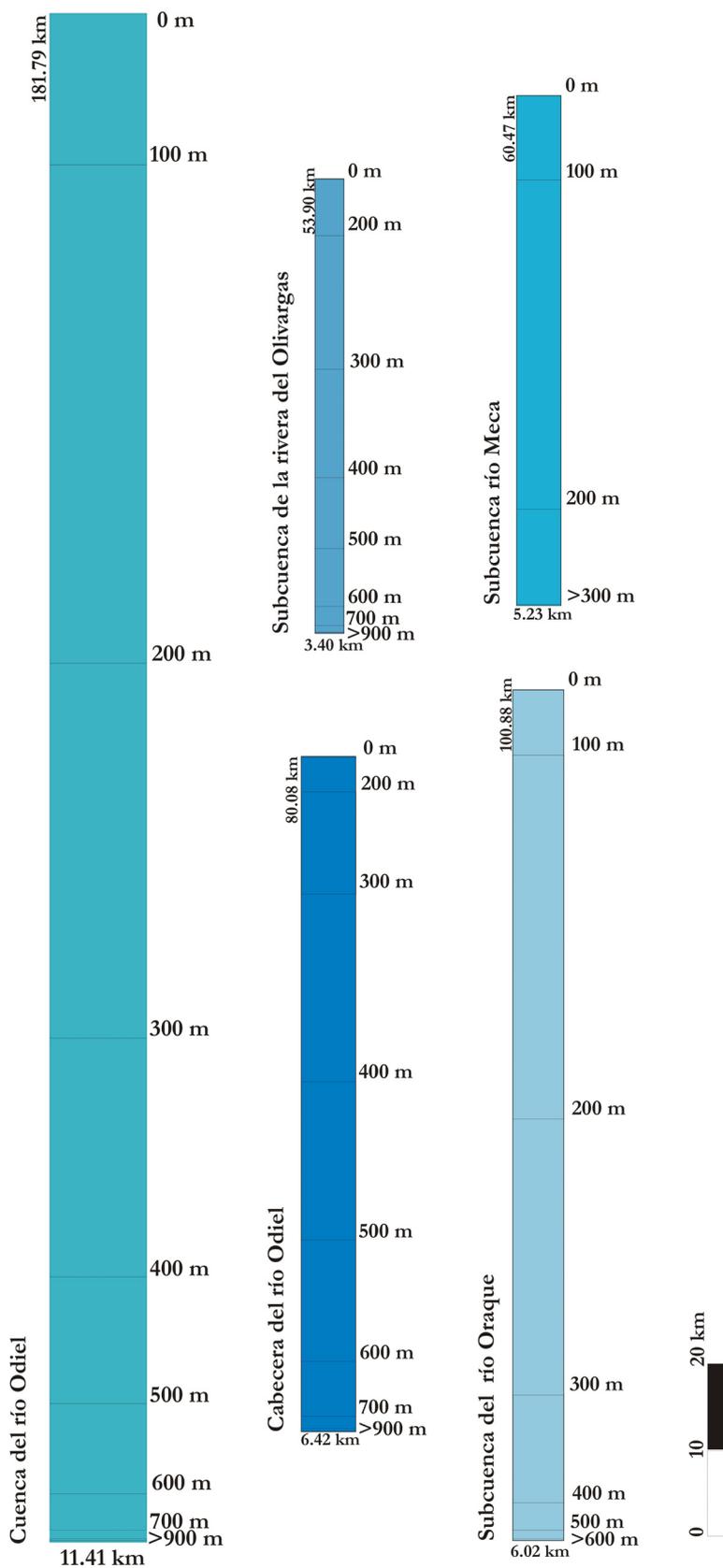


Figura IV.3. Rectángulos equivalentes de la cuenca del río Odiel y de las subcuencas estudiadas.

Y si se tiene en cuenta el coeficiente de compacidad (K_c):

$$\frac{L}{\sqrt{A}} = \frac{K_c}{1.12} + \sqrt{\left(\frac{K_c}{1.12}\right)^2 - 1} \quad IV.7$$

$$\frac{l}{\sqrt{A}} = \frac{K_c}{1.12} - \sqrt{\left(\frac{K_c}{1.12}\right)^2 - 1} \quad IV.8$$

donde A es el área de la cuenca y P el perímetro.

El rectángulo equivalente refleja las condiciones hidrológicas de una cuenca con respecto a su relieve y su forma. Así, una cuenca con un rectángulo más alargado y con rectas paralelas más próximas evacuará la escorrentía rápidamente; es decir, su tiempo de concentración será más pequeño y su respuesta más rápida. Como puede verse en la Figura IV.3 todas las cuencas estudiadas tienen un rectángulo equivalente muy alargado, en el que el lado mayor es muy superior al menor. Además se observa como las rectas que representan las curvas de nivel tienden a juntarse cuando las altitudes son mayores.

2.2.3. Pendiente

La pendiente indica cómo cambia el relieve y se comporta a modo de gradiente altitudinal. La velocidad de la escorrentía y la intensidad de los procesos erosivos dependen de la pendiente de la cuenca. En general las pendientes obtenidas son elevadas; para la cuenca del río Odiel, aproximadamente el 53% de la superficie se sitúa entre los rangos de pendiente de 5% a 25%, y más del 21% de la superficie tiene pendientes superiores al 35% (Tabla IV.8 y Figs. IV.4 y IV.5).

Para la cabecera del río Odiel, aproximadamente el 50% de la superficie tiene también valores de pendiente entre 5% y 25%, y un 24 % de la superficie de la cuenca posee pendientes superiores al 35% (Fig.IV.5 y Tabla IV.8). La subcuenca de la rivera del Olivargas es la que tiene un relieve más abrupto; el 31.7% de su superficie tiene pendientes superiores al 35% (Fig.IV.5 y Tabla IV.8). En la cuenca del río Oraque, aproximadamente el 40% de la superficie tiene pendientes entre el 5% y el 15 %, y tan sólo un 10% de la superficie supera el 35% (Fig.IV.5 y Tabla IV.8). Finalmente, la subcuenca del río Meca, es la que presenta un relieve menos acentuado; casi el 50% de la cuenca tiene una pendiente

comprendida entre el 5% y el 15%, y sólo el 3% de su superficie supera el 35% de pendiente (Fig. IV.5 y Tabla IV.8).

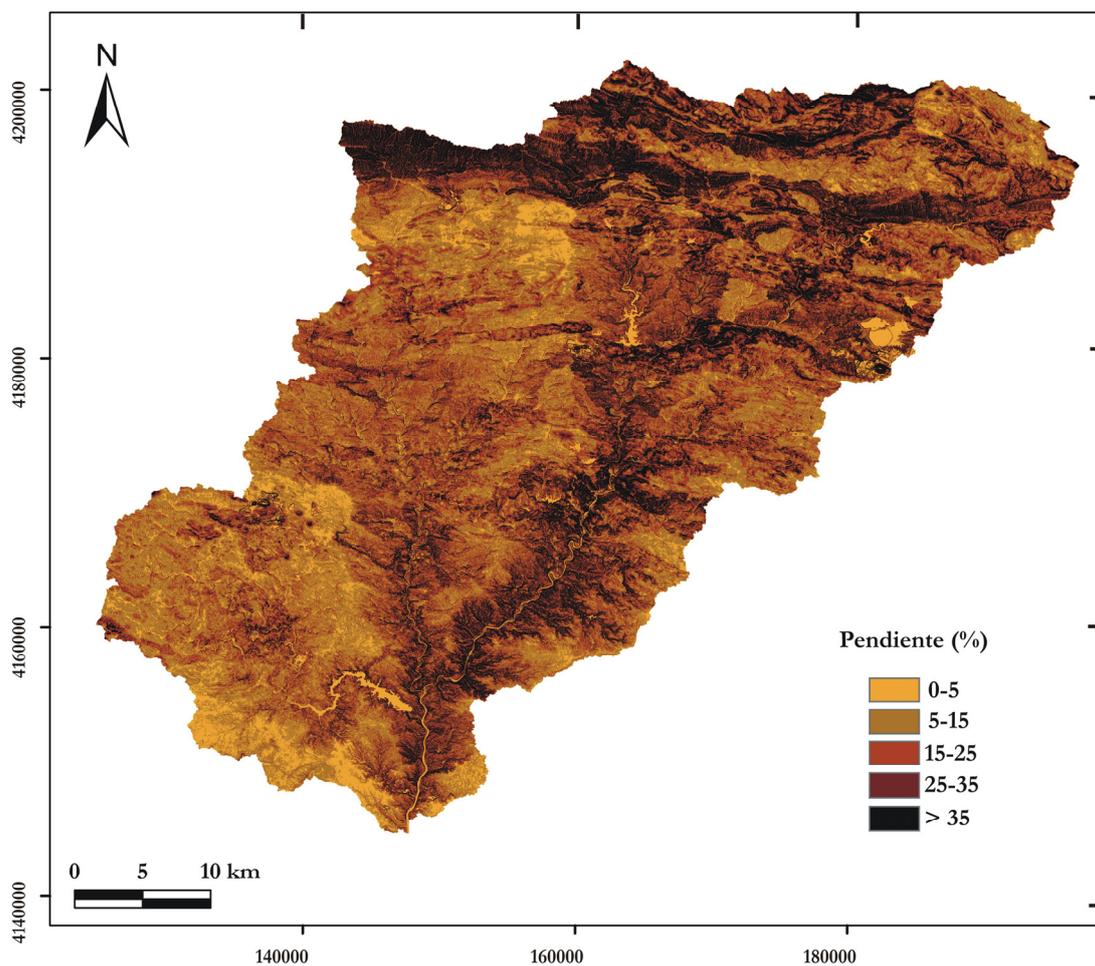


Figura IV.4. Mapa de pendientes de la cuenca del río Odiel.

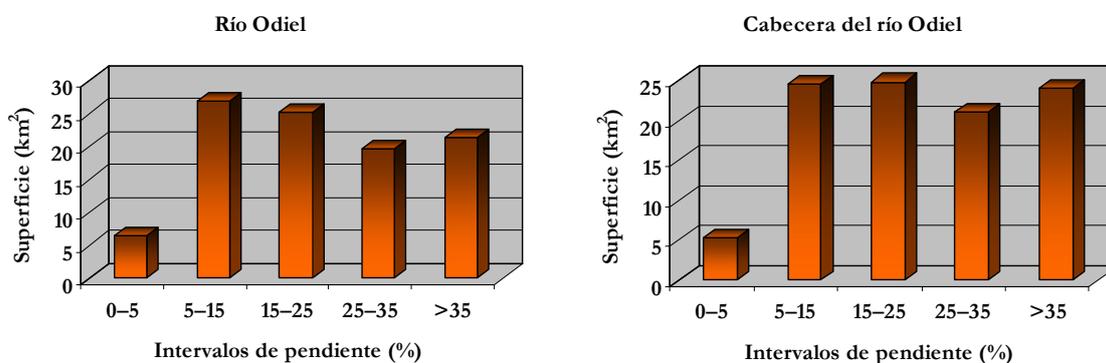


Figura IV.5. Histogramas de pendientes de las cuencas estudiadas.

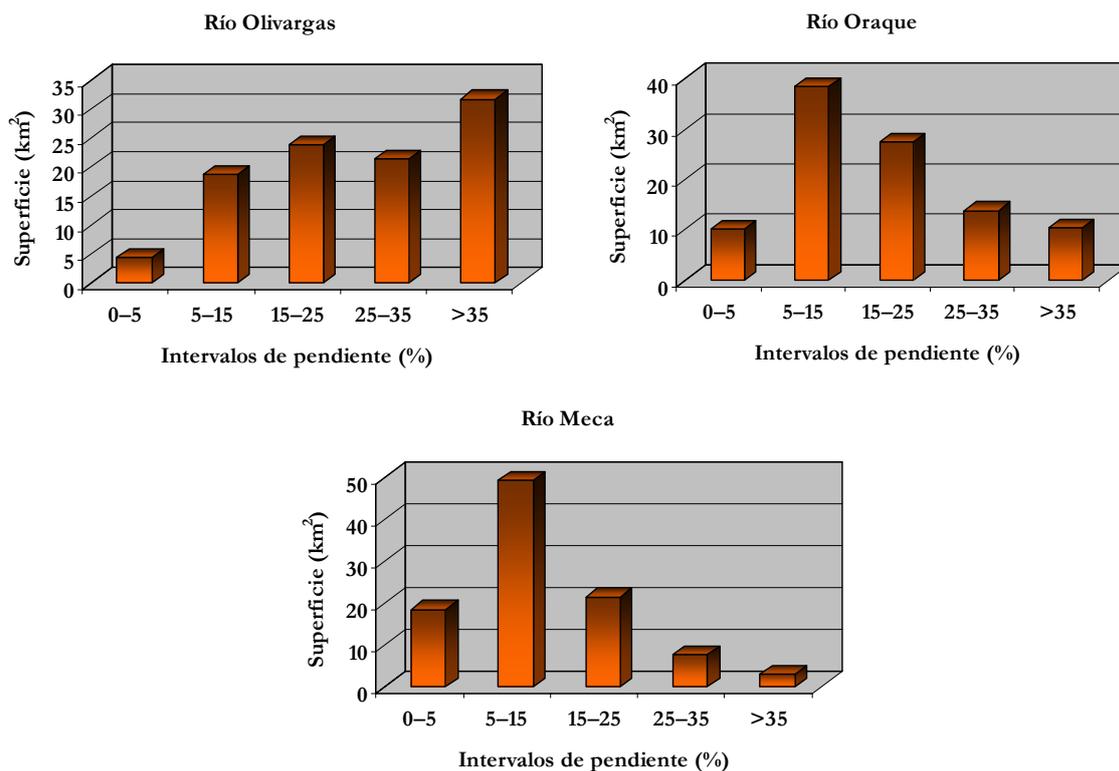


Figura IV.5. Continuación.

Tabla VI.8. Distribución de la superficie en función de la pendiente para las distintas cuencas estudiadas.

Río Odiel			Cabecera del río Odiel	
Rango de pendiente (%)	km ²	%	km ²	%
0-5	63.1	6.6	27.5	5.3
5-15	259.5	27	126.5	24.6
15-25	243.4	25.3	127.7	24.8
25-35	189.6	19.7	108.2	21.1
>35	205.6	21.4	123.9	24.1

Rivera del Olivargas			Río Oraque	
Rango de pendiente (%)	km ²	%	km ²	%
0-5	8.2	4.5	60.8	10
5-15	34.3	18.7	233.7	38.5
15-25	43.5	23.7	166.2	27.4
25-35	39.3	21.4	83.6	13.8
>35	58.1	31.7	62.6	10.3

Río Meca		
Rango de pendiente (%)	km ²	%
0-5	58.6	18.5
5-15	155.9	49.3
15-25	67.9	21.6
25-35	24.5	7.7
>35	9.3	2.9

2.3. PARÁMETROS RELATIVOS A LA RED DE DRENAJE

2.3.1. Perfil longitudinal

Representa la elevación del lecho de un río desde el nacimiento hasta la desembocadura. En el perfil longitudinal del río Odiel (Fig. IV.6a) puede verse como, desde su cabecera hasta aproximadamente la cota 400 m, se produce un descenso muy acusado, mientras que a partir de allí la pendiente del río es menor. Por debajo de la cota de 100 m, se puede diferenciar un tramo final con descensos pequeños y progresivamente menores. El tramo de mayor altitud corresponde a la Sierra de Aracena y Picos de Aroche, a partir de allí el río Odiel atraviesa las zonas más llanas del Andévalo. Tanto en la Figura IV.6a como en la IV.6b se observa una meseta que corresponde al embalse del Odiel.

En cuanto a la rivera del Olivargas, se observa un relieve en escalones debido al efecto ocasionado por los embalses del Olivargas y de otro pequeño embalse (el de los Asturianos, Fig. IV.6c); la pendiente del río es mayor hasta una cota de aproximadamente 300 m. El perfil longitudinal del río Oraque muestra una evolución irregular. Aproximadamente a la cota 225 m hay un escalón y luego desciende rápidamente hasta la cota 100 m; a partir de aquí y hasta su confluencia con el río Odiel el descenso es paulatino (Fig. IV.6d). El perfil del río Meca está claramente afectado por el embalse del Sancho, el mayor de la cuenca del río Odiel (Fig. IV.6e).

2.3.2. Pendiente media del cauce principal

Es la relación entre el rango de altitud del cauce principal (diferencia entre la cota máxima y la cota mínima) y la longitud del mismo:

$$S = \left(\frac{H_{\max} - H_{\min}}{L} \right) 100 \quad IV.9$$

donde S es la pendiente (%), H_{\max} y H_{\min} son la cota máxima y mínima y L es la longitud del cauce principal. Los resultados obtenidos para los distintos ríos varían entre 0.46% para el Meca y 1.3% para la rivera del Olivargas. La pendiente media del Odiel es de 0.56% (Tabla IV.2).

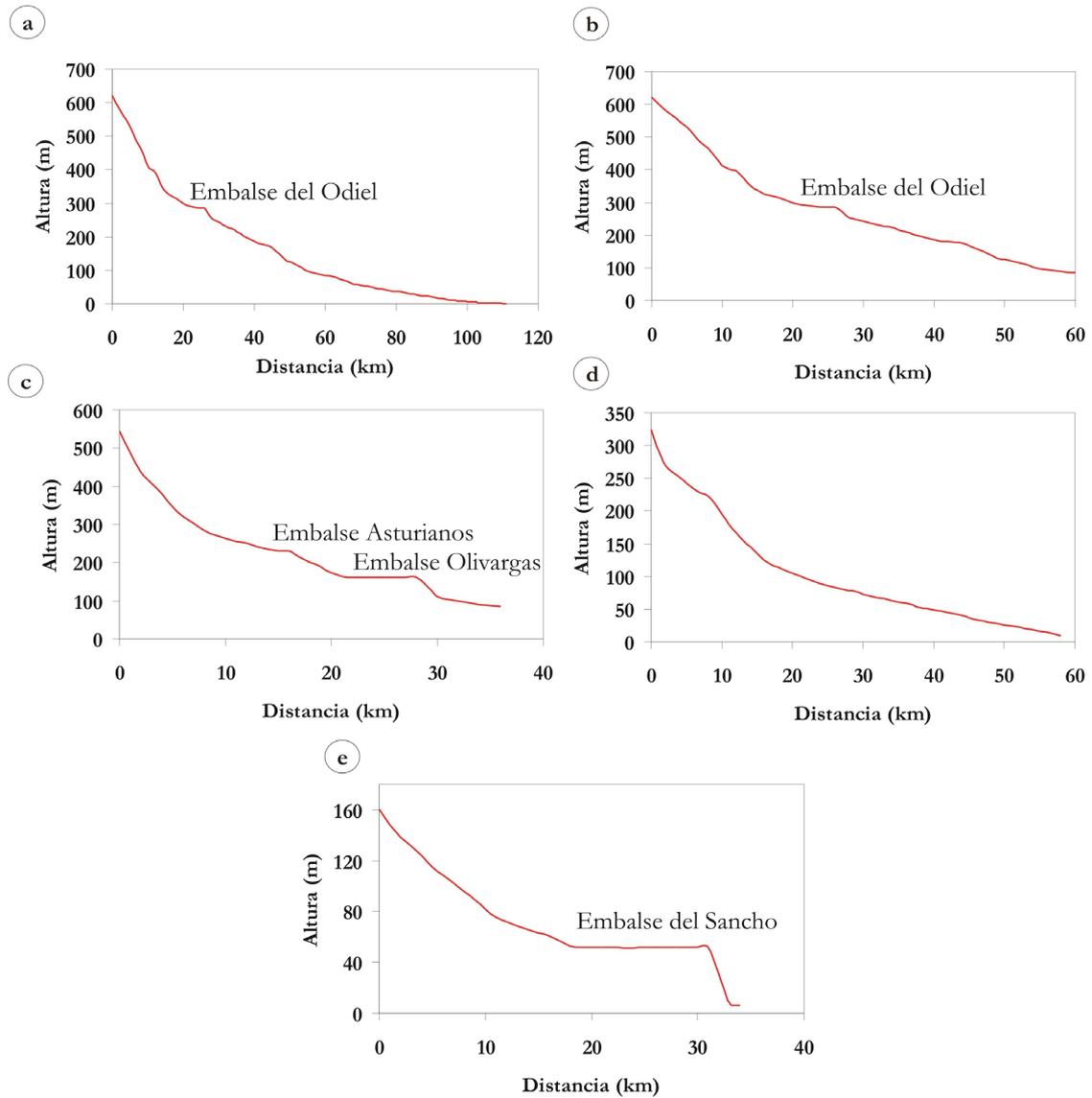


Figura IV.6. Perfiles longitudinales: a) del río Odiel, b) de la cabecera del río Odiel, c) de la riera del Olivargas, d) del río Oraque y e) del río Meca.

2.3.3. Tiempo de concentración

Este parámetro se define como el tiempo que tarda en llegar a la sección de salida de la cuenca el agua que cae en el punto hidrológicamente más alejado. Una forma ampliamente utilizada para calcular el tiempo de concentración es la fórmula de Kirpich (1940):

$$t_c = 0.066 \left(\frac{L}{S^{1/2}} \right)^{0.77} \quad IV.10$$

donde t_c es el tiempo de concentración (horas), L es la longitud del cauce principal (km) y S es la pendiente media (m/m). Lógicamente, el mayor tiempo de concentración corresponde a la cuenca del río Odiel (18 horas), mientras que el menor tiempo de concentración se da en la cuenca de la riera del Olivargas (6 horas), dado que es la de menor superficie y mayor pendiente (Tabla IV.2).

Otra fórmula muy utilizada en España para calcular el tiempo de concentración es la considerada en la Instrucción de Drenaje de la Dirección General de Carreteras del antiguo MOPU (BOE: nº 123, de 23 de Mayo de 1999), que utiliza las mismas variables que la fórmula de Kirpich:

$$t_c = 0.3 \left(\frac{L}{S^{1/4}} \right)^{0.76} \quad IV.11$$

Esta fórmula da resultados sustancialmente mayores que la anterior (Tabla IV.2), así para la cuenca del río Odiel se obtiene un tiempo de concentración de 29 horas, frente a las 18 horas del método de Kirpich. Témez (2003) analiza estas diferencias, poniendo de manifiesto que el cálculo de los caudales máximos por ambos métodos da valores similares al aplicar los tiempos de concentración en sus respectivos modelos de hidrograma unitario. Según Kirpich, el menor valor del tiempo de concentración se compensa con los mayores coeficientes multiplicadores que acompañan a este parámetro. Es decir, cada tiempo de concentración debe usarse con las fórmulas de los hidrogramas para los que fueron deducidos (Témez, 2003).

2.3.4. Órdenes de los cursos de agua

La escala de trabajo es determinante tanto en la densidad de drenaje como en el número de órdenes de la cuenca; para este apartado se ha utilizado la red de drenaje incluida en el Mapa Digital de Andalucía 1:100000 (Versión 1.6, de marzo de 1999).

Para la caracterización de la red drenaje, se procedió a jerarquizar los cauces asignándoles un número, dependiendo de su posición relativa en la red. Se ha utilizado el método de Strahler (1964), según el cual en la confluencia de dos tramos de orden n se origina un

segmento de orden $n+1$. Un tributario que no reciba el aporte de ningún otro río se llama de orden 1.

Una vez jerarquizada la cuenca (Fig. IV.7), puede contabilizarse el número de segmentos de cauce de cada de orden. De esta forma se ha inventariado un total de 256 cauces con una longitud total de 1118 km (Tabla IV.9). Así, la cuenca del río Odiel es de orden 5, la del Oraque de orden 4, y las de la cabecera del río Odiel y de la riera del Olivargas y del río Meca son de orden 3.

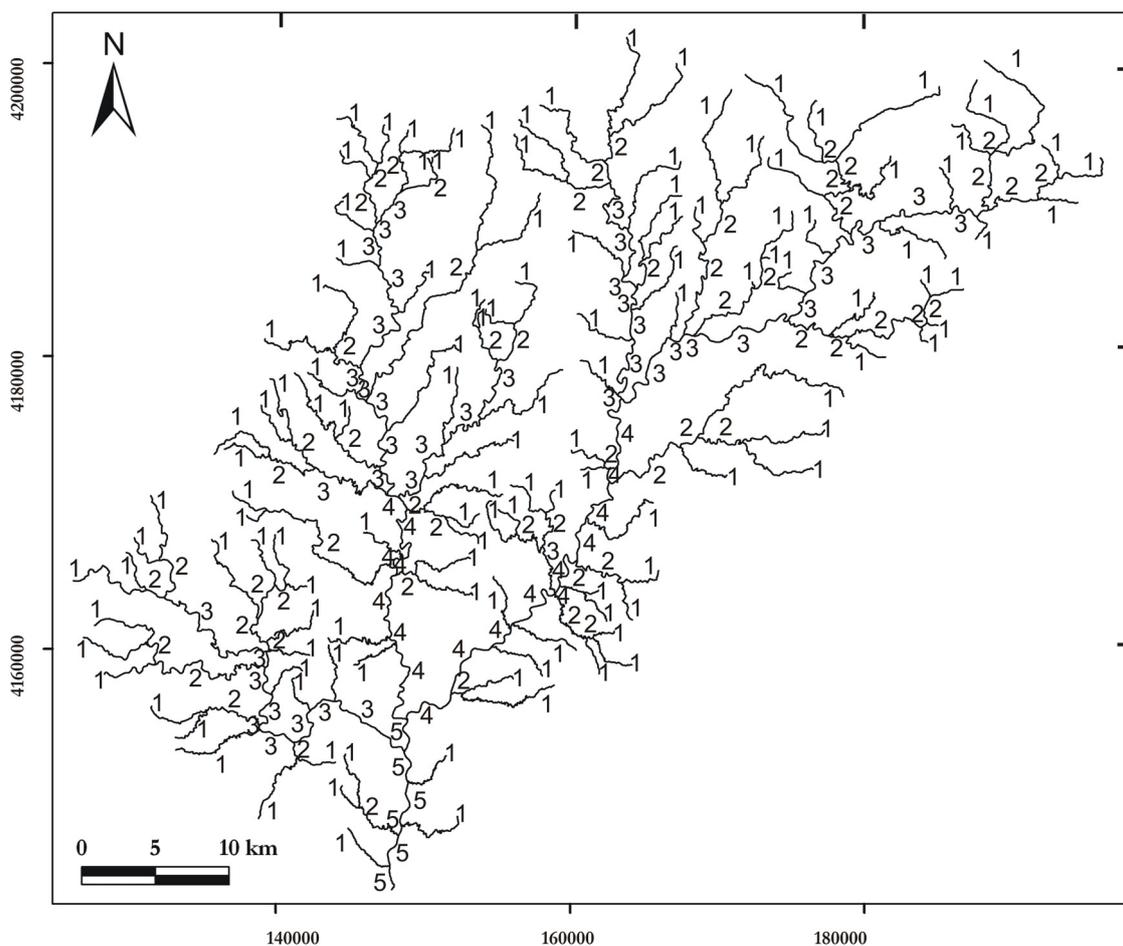


Figura IV.7. Jerarquización de las cuencas estudiadas según el método de Strahler.

Tabla IV.9. Número de tramos analizados y su longitud.

	ORDEN					TOTAL
	1	2	3	4	5	
Número	129	57	47	17	6	256
Longitud (km)	662	224	157	62	13	1118

En numerosos estudios se ha comprobado que los métodos de Horton y de Strahler, dan el mismo resultado final al analizar los datos según las Leyes de Horton (Gisbert, 2000). Horton (1945) sugirió que el número de cauces de cada orden (N_u) en una cuenca, forma una progresión geométrica inversa cuyo primer término es la unidad y cuya razón es la relación de bifurcación (R_b), así:

$$N_u = R_b^{(s-u)} \quad IV.12$$

donde s es el mayor orden dentro de la cuenca y u el orden considerado. Maxwell (1955) demostró que la relación de bifurcación equivale al antilogaritmo de b , la pendiente de la relación entre el logaritmo del número de cauces y el orden de los mismos. La ecuación anterior puede escribirse de la forma:

$$N_u = R_b^s + R_b^{-u} \quad IV.13$$

Tomando logaritmos en ambos miembros,

$$\text{Log} N_u = s \log R_b - u \log R_b \quad IV.14$$

Considerando $a = s \log R_b$ y $b = \log R_b$ se obtiene que,

$$\log N_u = a - bu \quad IV.15$$

En la Figura IV.16 se representa la ecuación IV.15, a escala de la cuenca completa y para cada una de las subcuencas consideradas. Además, la longitud media acumulada de los cauces de órdenes sucesivos tiende a formar una progresión geométrica, cuyo primer término es la longitud media de los cauces de orden 1 (L_1) y cuya razón es la denominada relación de longitud (R_l). Así se obtiene la siguiente expresión (Horton, 1945):

$$L_u = L_1 R_l^{(u-1)} \quad IV.16$$

Siendo,

$$R_l = (L_{u+1}) / L_u \quad IV.17$$

La longitud de los cauces L_u se obtiene dividiendo la longitud total de los cauces de un orden dado entre el número de cauces de dicho orden.

Al igual que para la relación de bifurcación, esta expresión se puede representar mediante una recta cuya pendiente equivale al logaritmo de R_i :

$$\log L_u = a - bu \quad IV.18$$

Los valores a escala de la cuenca se alinean en una recta con R_b igual a 2.09 y R_l de 2.51 (y con un valor del coeficiente de correlación de 0.98, Fig. IV.8). El resto de subcuencas estudiadas de manera individual tienen también un buen ajuste a estas expresiones, excepto en el caso de la rivera del Olivargas; pues existe mayor número de cauces de orden 3 que de orden 2 (Fig. IV.8).

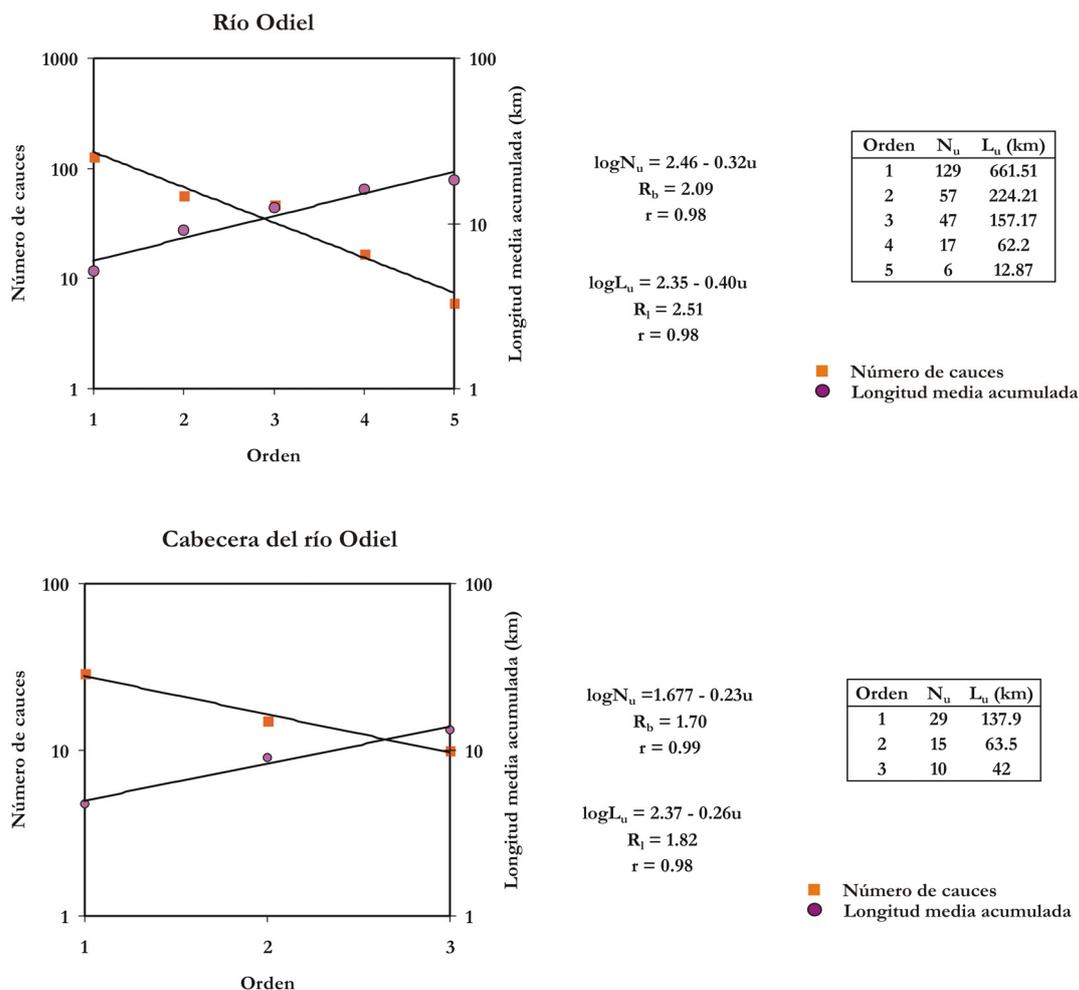


Figura IV.8. Representación gráfica de la ley del número de cauces y de la ley de la longitud de los cauces, para el conjunto de la cuenca y de las subcuencas individuales.

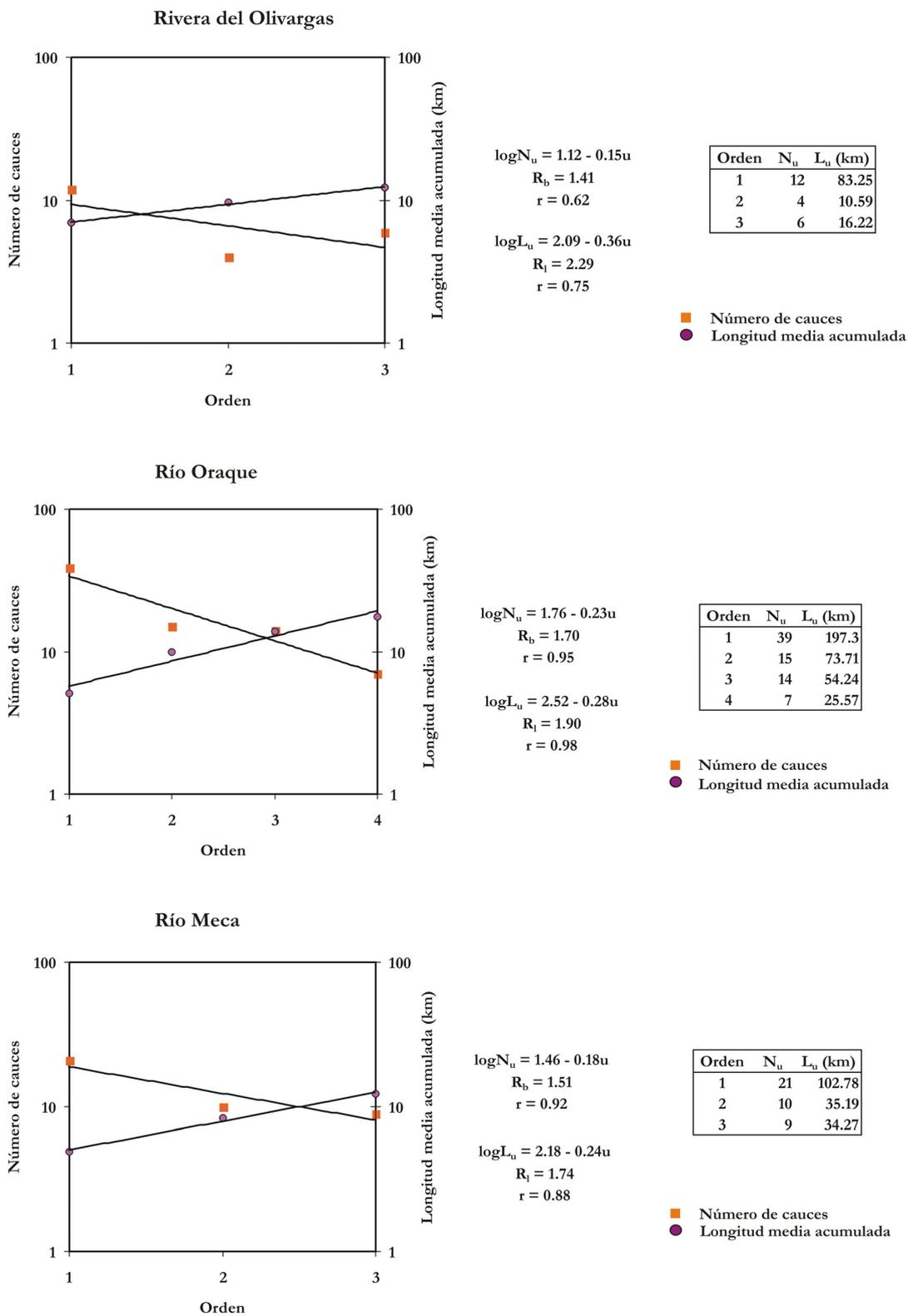


Figura IV.8. Continuación.

2.4. PARÁMETROS DE INTENSIDAD FLUVIAL

Otros índices que tienen interés para la caracterización de la cuenca son la densidad de drenaje (D_d), la constante de mantenimiento del cauce (C_m) y el índice de frecuencia (F_d). Los valores de estos parámetros se recogen en la Tabla IV.2 (continuación).

2.4.1. Densidad de drenaje (D_d)

Es uno de los parámetros más importantes en el análisis morfométrico. La densidad de drenaje es el cociente entre la longitud total de los cursos de agua de una cuenca y su área (Strahler, 1964):

$$D_d = \frac{\sum L_u}{A} \quad IV.19$$

Este parámetro representa la longitud de cauces por unidad de superficie. Su valor está controlado por las características litológicas (muy especialmente la permeabilidad, hasta el punto de aportar una estimación cualitativa sobre ésta) y estructurales de los materiales, por el tiempo y la densidad de la vegetación y por los factores climáticos (Gisbert, 2000). La mayor densidad de drenaje se encuentra en rocas blandas de baja permeabilidad y en regiones con escasa cubierta vegetal, sobre todo allí donde la precipitación se distribuye en aguaceros intensos y espaciados. El valor de la densidad de drenaje varía poco en la cuenca del río Odiel, entre 0.47 y 0.60, y con un valor para el conjunto de la cuenca de 0.54 km/km² (Tabla IV.2).

2.4.2. Constante de mantenimiento (C_m)

Se obtiene analíticamente como el inverso de la densidad de drenaje (Llamas, 1993):

$$C_m = \frac{1}{D_d} \quad IV.20$$

De este modo, el valor de la constante de mantenimiento para la cuenca del río Odiel es de 1.85 km²/km (Tabla IV.2).

2.4.3. Frecuencia de drenaje (F_d)

También se denomina densidad hidrográfica o densidad de ríos. Fue definida por Horton (1945) y se obtiene dividiendo el número total de cauces de la cuenca por su superficie:

$$F_d = \frac{\sum N_u}{A} \quad IV.21$$

Tiene un valor de 0.12 km^{-2} en la cuenca del río Odiel y al igual que los anteriores parámetros es bastante constante entre las distintas subcuencas (Tabla IV.2).

3. CAUDALES

En este apartado se realiza el estudio de los caudales registrados en las distintas estaciones de aforo disponibles. Como ya se enumeró en el apartado II.2, se dispone en la cuenca del río Odiel de los datos de las estaciones de aforo de Gibraleón (Código 4307) y de Sotiel (Código 4305) y de la nueva estación de la red SAIH (situada junto a la de Sotiel). También se cuenta con las aportaciones diarias al embalse del Sancho. Por otro lado, para poder obtener los parámetros significativos de la parte norte de la cuenca del río Odiel también se han empleado otras estaciones de aforo situadas fuera de la cuenca, éstas se encuentran en la cabecera de los ríos Chanza (4158), Arochete (4160), Múrtigas (4156) y Caliente (4157). La ubicación de estas estaciones puede verse en la Figura II.3

Dado que en la zona de estudio son relativamente frecuentes las precipitaciones significativas al final del mes de septiembre (ver apartado III. 2.2.3), y que pueden suponer que al final de ese mes exista agua en la reserva del suelo, en este estudio se considera que el año hidrológico comienza en septiembre y finaliza en agosto.

En la Figura IV.9 se muestra la evolución diaria de los caudales en la estación de aforo de Gibraleón (4307) desde 1980 a 2010. Los datos presentan algunos “escalones” con caudal constante, y que serían debido al deficiente funcionamiento del limnógrafo, esto puede ser debido a que la plumilla responsable de medir las variaciones de nivel se quede fija, sin tinta, etc. (Cánovas, 2008). Además, existen algunos periodos sin datos, el más importante entre octubre de 1997 y febrero de 1999.

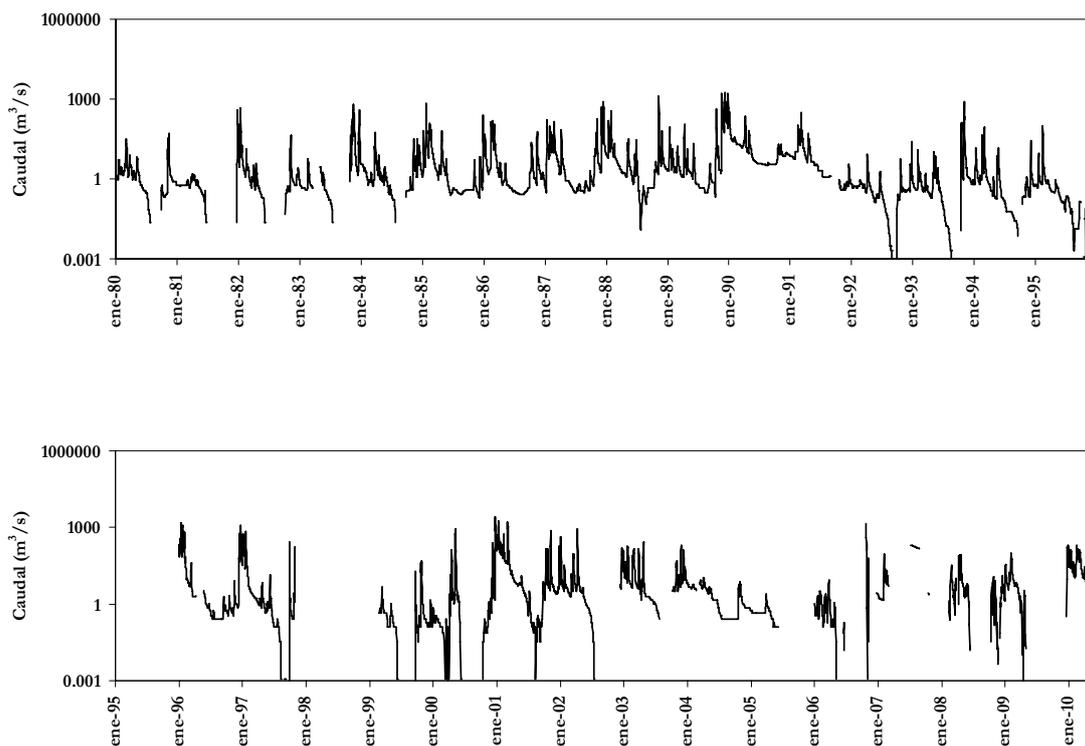


Figura IV.9. Evolución del caudal diario del río Odiel en la estación de aforo de Gibralforte.

El río Odiel presenta en la estación de aforo de Gibralforte una aportación media anual de $468 \text{ hm}^3/\text{año}$, que supone un caudal medio de $15 \text{ m}^3/\text{s}$ y un caudal específico de 7.3 L/s km^2 . Se comprueba una elevada variabilidad interanual, con una aportación mínima de $16 \text{ hm}^3/\text{año}$ en el año hidrológico 1991/92 y una aportación máxima de $2117 \text{ hm}^3/\text{año}$ durante el año hidrológico 2000/01. En cuanto a la variación durante el año, los mayores caudales se tienen en los meses de diciembre y enero; mientras que en verano el río apenas lleva agua e incluso se seca completamente (Fig. IV.10).

En cuanto a los caudales diarios clasificados, se comprueba que en el 20% de los días el caudal es menor a $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ y tan sólo en un 5% los caudales registrados superan los $100 \text{ m}^3/\text{s}$. El caudal máximo alcanzado fue de $2661 \text{ m}^3/\text{s}$ el 22 de diciembre de 2000. La distribución de los caudales muestra que el río presenta una elevada variabilidad y una escasa capacidad de regulación natural (Fig. IV.11).

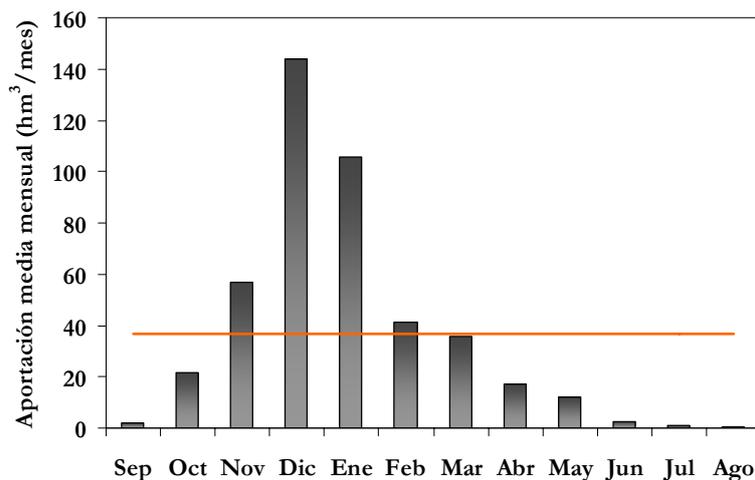


Figura IV.10. Aportaciones medias mensuales del río Odiel en la estación de aforo Gibraleón (la línea naranja corresponde a la media mensual de 37 hm³/mes).

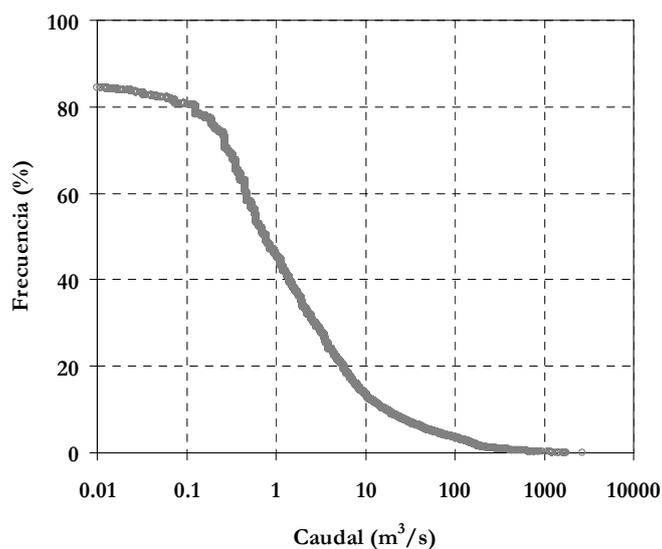


Figura IV.11. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo de Gibraleón).

La estación de aforo de Sotiel (4305) recoge las aguas de una cuenca con una superficie de 883 km². En la Figura IV.12 se puede ver la mala calidad de los datos, reflejada en continuas mesetas y escalones, y la existencia de datos anómalos. Además existen numerosos periodos sin datos, sobre todo a partir de 1991. La estación dejó de funcionar en el año 2000. Debido a este deficiente funcionamiento se ha desestimado la utilización de sus datos.

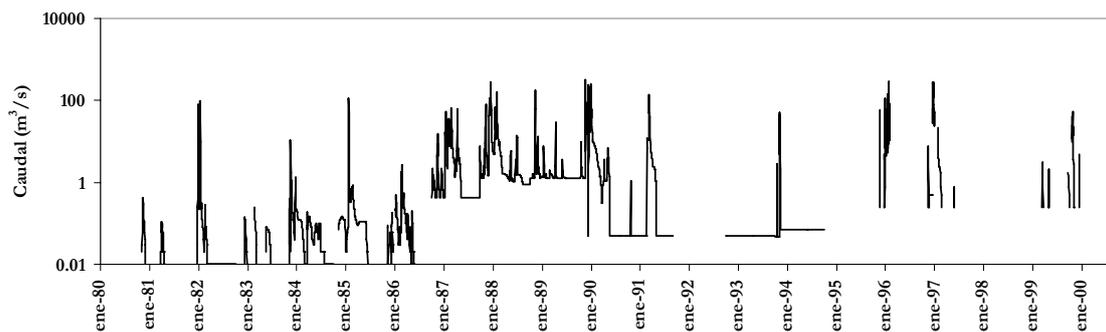


Figura IV.12. Evolución del caudal diario del río Odiel en la estación de aforo de Sotiel.

Además, se encuentra el mismo problema al analizar los datos disponibles de la estación del sistema SAIH, situada también en este mismo punto. Su funcionamiento es muy deficiente; aquí también están presentes las mesetas y escalones, con valores que se repiten constantemente y numerosos periodos sin datos (Fig. IV.13).

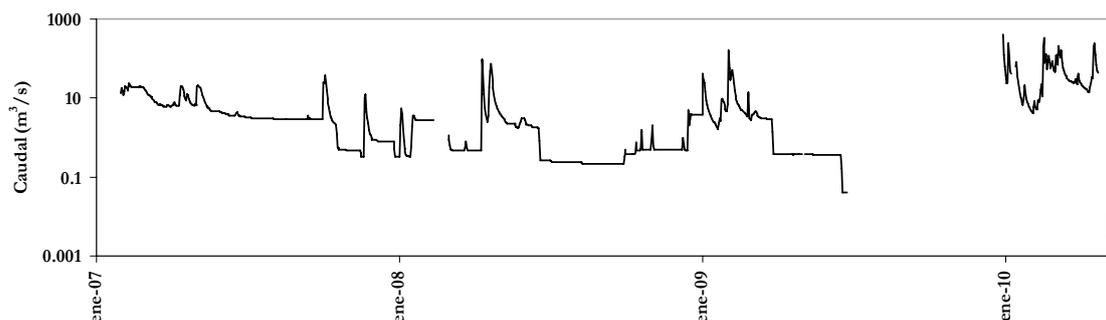


Figura IV.13. Evolución del caudal diario del río Odiel en Sotiel (estación de aforo SAIH).

El embalse del Sancho recibe el agua de una superficie de 315 km². Los aportes diarios al embalse se calculan por las diferencias entre la variación del volumen almacenado y las salidas registradas: caudal liberado, derivación a fábrica y evaporación. La incertidumbre en la medida de los aportes diarios al embalse aumenta durante los meses de estiaje, cuando las entradas son pequeñas en relación a las variaciones del volumen almacenado.

La evolución diaria de los datos registrados en la presa se muestra en la Figura IV.14. No se dispone de datos entre 2003 y diciembre de 2009. En este punto, la aportación media anual es de 61 hm³/año, el caudal medio de 2.5 m³/s y el caudal específico de 8 L/s km².

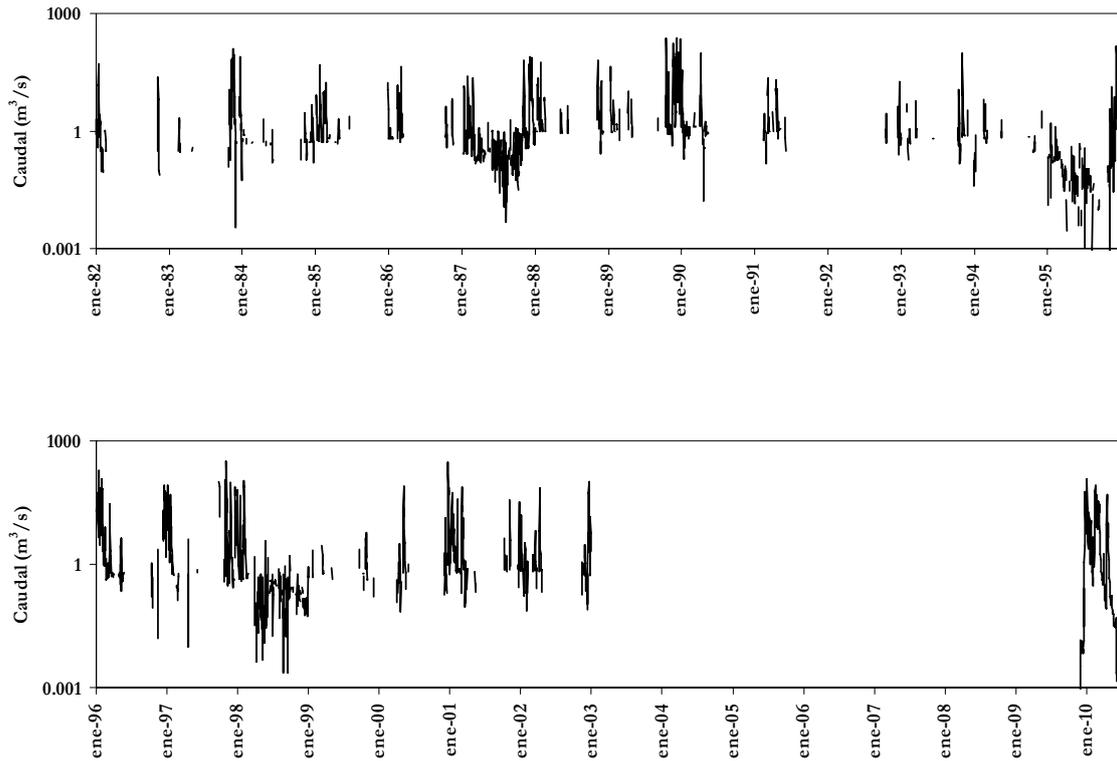


Figura IV.14. Evolución del caudal diario aportado al embalse del Sancho.

En cuanto a las aportaciones medias mensuales al embalse se observa su irregularidad, teniendo máximos en los meses de noviembre a enero, mientras que durante junio a agosto el río permanece prácticamente seco (Fig.IV.15).

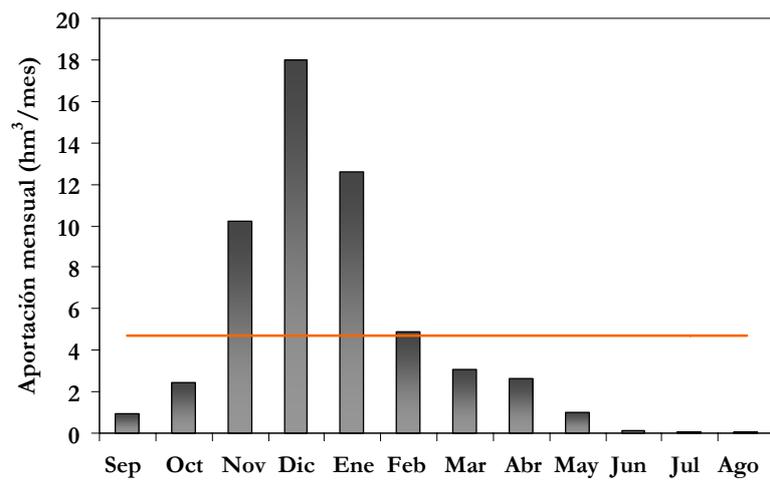


Figura IV.15. Aportaciones medias mensuales en el embalse del Sancho (la línea naranja corresponde a la media mensual de 4.67 hm³/mes).

En la Figura IV.16 se puede ver el gráfico de caudales clasificados. El 65% de los caudales registrados en el embalse tiene un valor de 0 ya que, como se ha comentado, la forma de realizar la medida de las aportaciones al embalse hace que sea difícil su estimación en periodo de aguas bajas y, por lo tanto, se obtienen muchos valores de caudal nulos y el 12% supera el caudal de $1 \text{ m}^3/\text{s}$. El máximo caudal se registró el 2 de noviembre de 1997 y fue de $326 \text{ m}^3/\text{s}$.

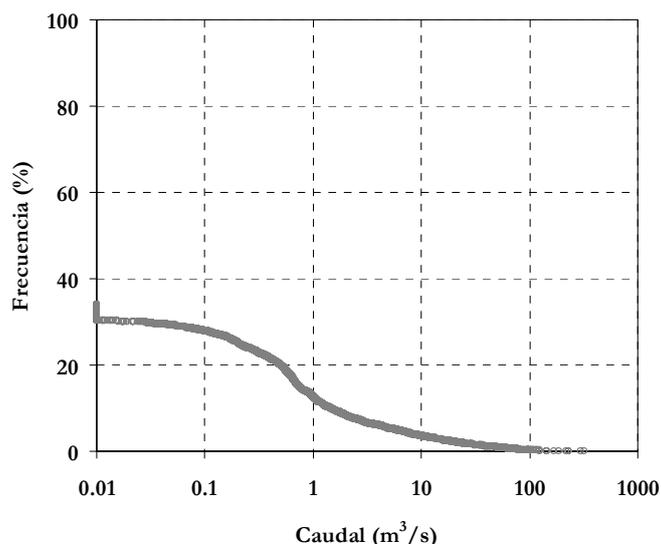


Figura IV.16. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (Embalse del Sancho).

La estación de aforo 4158, situada en la cabecera del río Chanza, recibe la escorrentía de una cuenca vertiente de 86 km^2 . Tiene un caudal medio de $0.33 \text{ m}^3/\text{s}$ y una aportación anual de 10.6 hm^3 , lo que supone un caudal específico de $4 \text{ L}/\text{s km}^2$. En la Figura IV.17 se muestra la evolución diaria de los caudales durante el periodo de estudio (1980-2006). También existen algunos escalones y mesetas, principalmente para caudales bajos, aunque no tan frecuentes como en la estación de aforo Sotiel. Las aportaciones son más regulares que en la estación de aforo de Gibraleón, con valores máximos entre diciembre y febrero (Fig. IV.18).

La Figura IV.19 de caudales clasificados, muestra que el 60% de los caudales registrados están por debajo de $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ y tan sólo el 6% supera el caudal de $1 \text{ m}^3/\text{s}$. El mayor valor fue de $28 \text{ m}^3/\text{s}$ y tuvo lugar el 1 de noviembre de 1993.

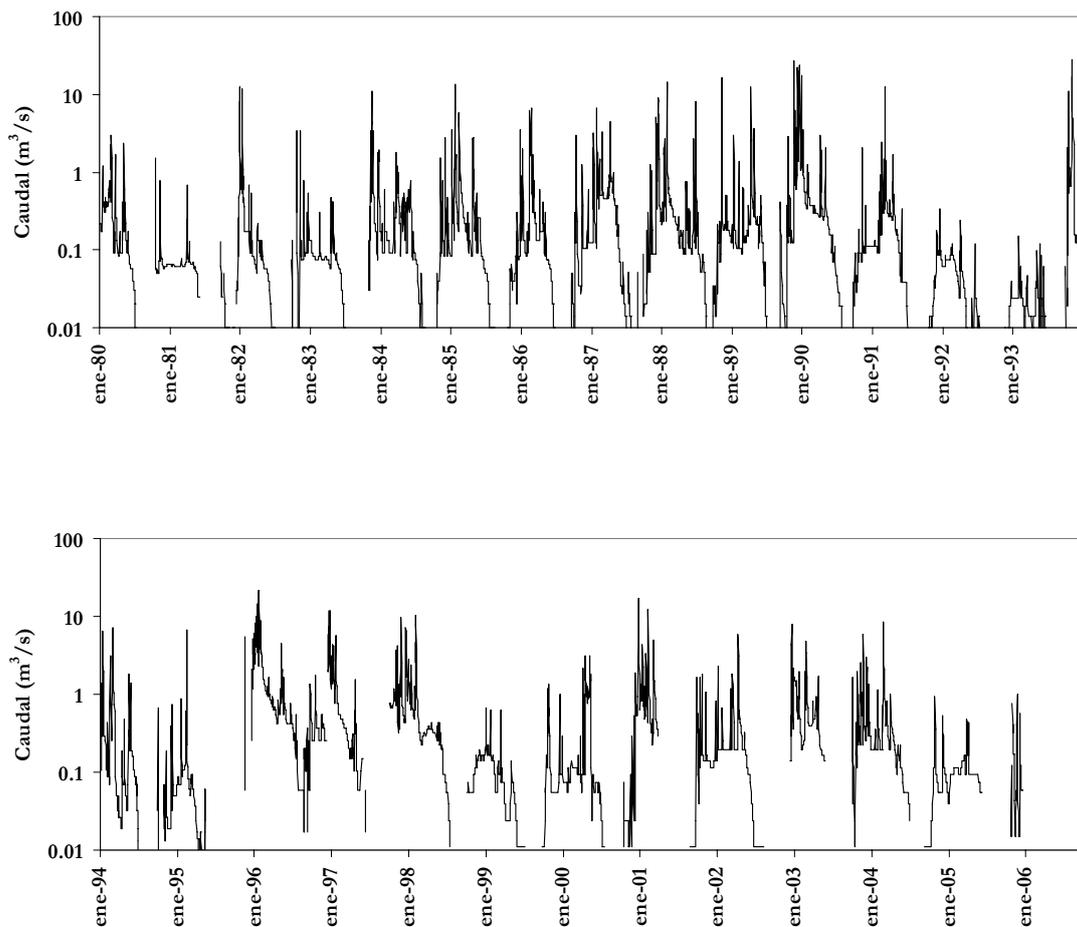


Figura IV.17. Evolución del caudal diario en la estación de aforo 4158 del río Chanza.

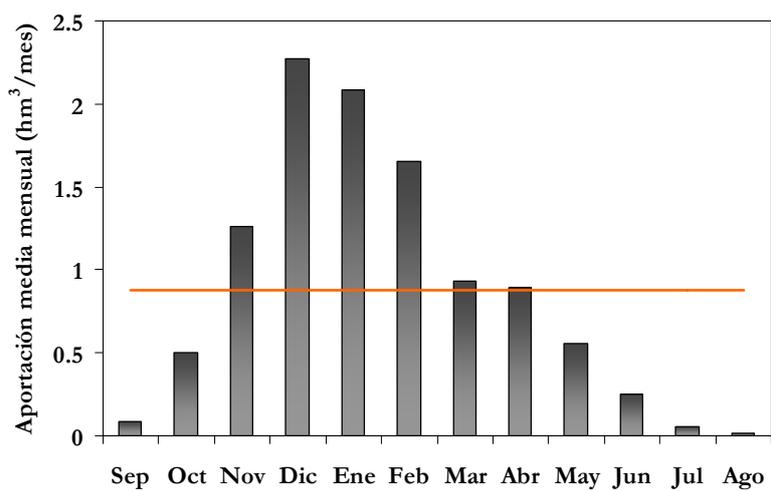


Figura IV.18. Aportaciones medias en la estación 4158 de la cabecera del río Chanza (la línea naranja corresponde a la media mensual de 0.88 hm³/mes).

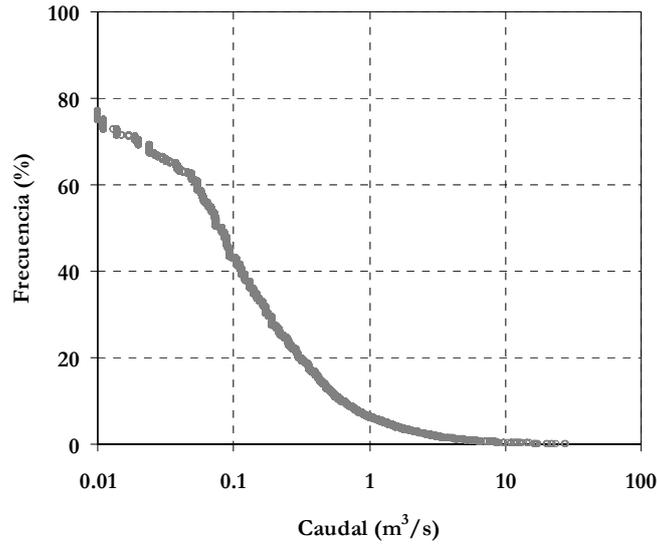


Figura IV.19. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4158).

El río Arochete, a la altura de la estación de aforo 4160, recoge las aguas de una cuenca de 46 km² de superficie. Tiene un caudal medio de 0.14 m³/s (4.6 hm³/año), que supone un caudal específico de 3 L/s km². En la Figura IV.20 se puede ver la evolución diaria del caudal a lo largo del periodo de estudio (1980-2000). Las mayores aportaciones se presentan durante los meses de noviembre a marzo, siendo la media de 0.38 hm³/mes (Fig. IV.21). En los meses de julio y agosto el río está prácticamente seco.

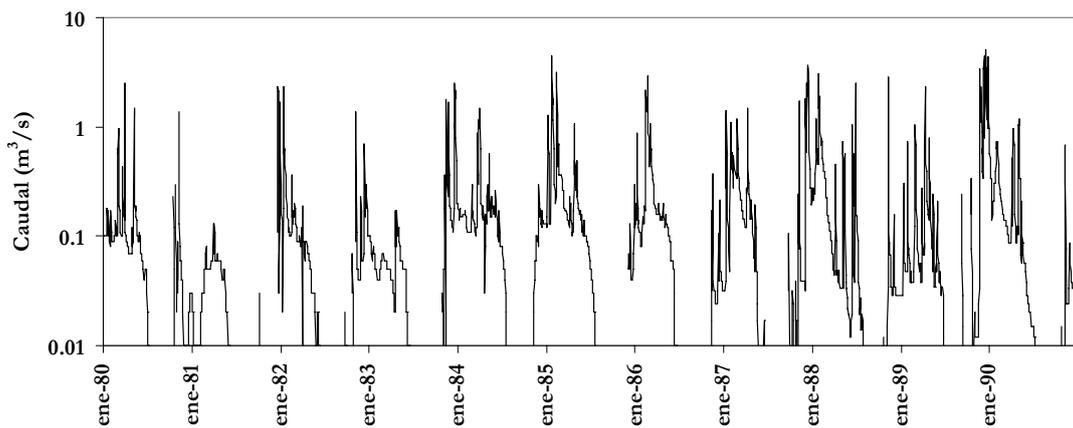


Figura IV.20. Evolución del caudal diario del río Arochete en la estación de aforo 4160.

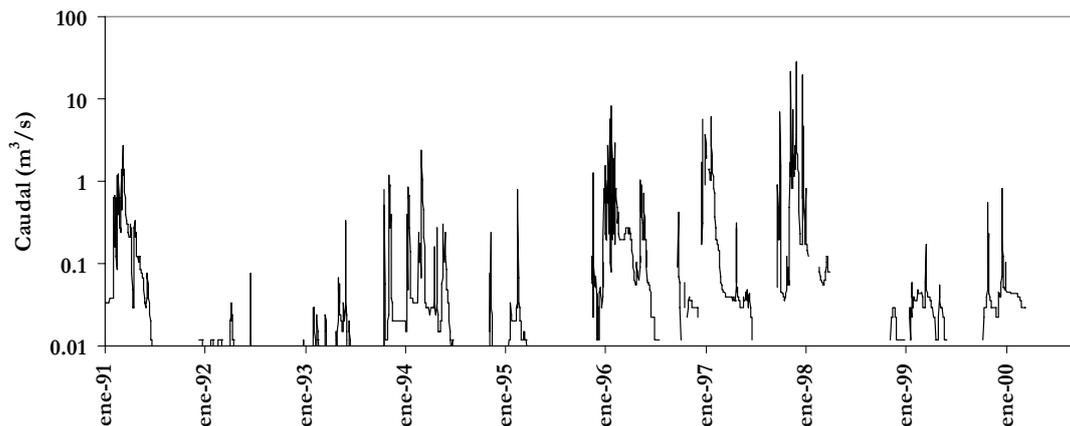


Figura IV.20. Continuación.

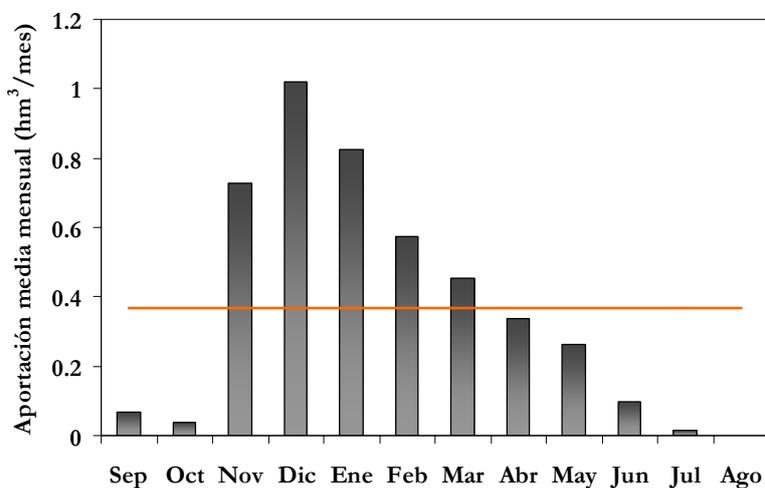


Figura IV.21. Aportaciones medias mensuales en la estación de aforo 4160 del río Arochete (la línea naranja corresponde a la media mensual de 0.38 hm³/mes).

El gráfico de caudal clasificado muestra como el 40% de ellos tienen un valor menor de 0.01 m³/s, un 20% están situados en el rango de 0.1 m³/s y 1 m³/s y sólo un 3% presentan valores superiores a 1 m³/s (Fig. IV.22). El caudal máximo registrado fue de 28 m³/s el día 25 de noviembre de 1997.

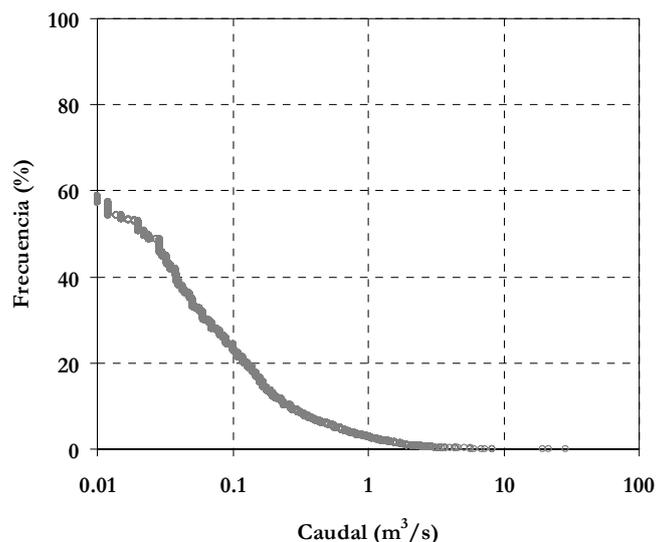


Figura IV.22. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4160).

En los datos de caudal registrados en la estación de aforo, situada en la cabecera del río Múrtigas (4156), existe un largo periodo sin información entre los años 1995 y 2000. A partir del año 2000 los caudales aforados son muy superiores a los anteriores (Fig. IV.23) sin ningún tipo de justificación aparente. Los datos de aforo del río Múrtigas a partir del año 2000 (y hasta la actualidad) son posiblemente erróneos (Galván *et al.*, 2010).

Como se ha comentado en el capítulo de Metodología, estos datos se han descargado de la dirección web (<http://hercules.cedex.es/anuarioaforos>), donde se indica que la curva de gastos usada para el periodo 2005/2008 está en proceso de revisión y que los datos son provisionales. Además también se puede observar en el hidrograma la presencia de mesetas y escalones; por lo tanto, únicamente se tendrá en cuenta el periodo de 1980 a 1994. Para este periodo el caudal medio fue de $0.37 \text{ m}^3/\text{s}$ que, para una cuenca vertiente de 35 km^2 , supone un caudal específico de 10.5 L/s km^2 .

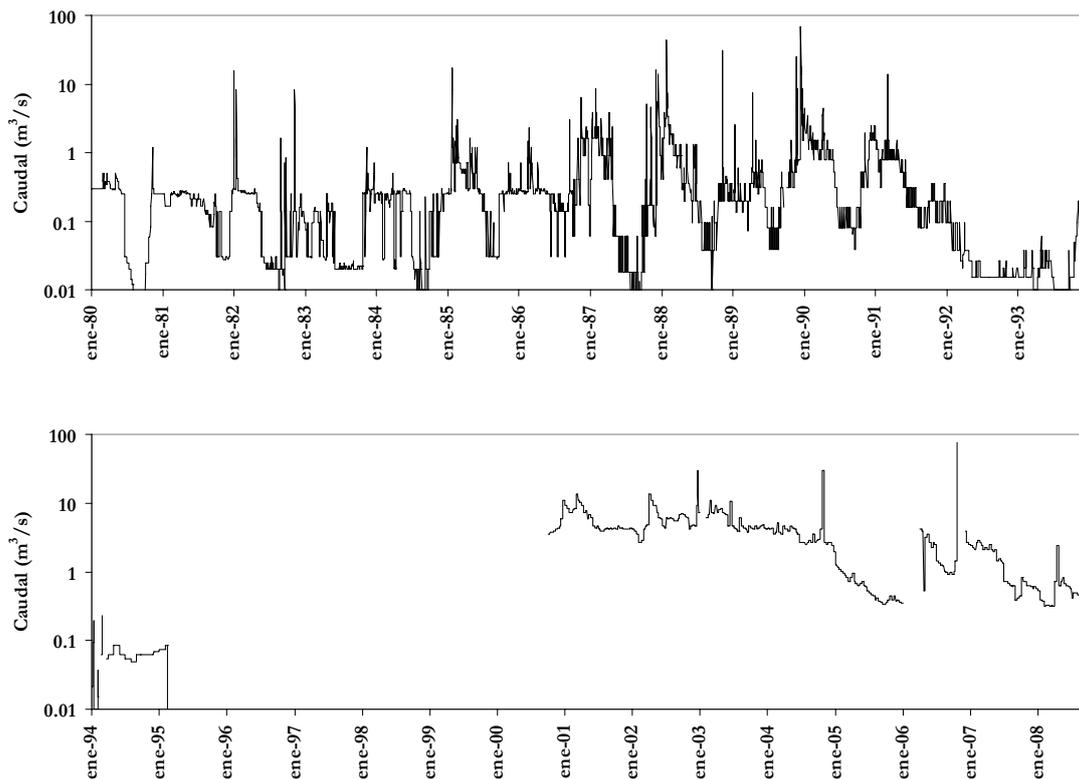


Figura IV.23. Evolución del caudal diario en la estación de aforo 4156 del río Murtigas.

Para el periodo considerado (1980/94) la aportación media anual fue de 11.5 hm³/año. En la evolución mensual de las aportaciones medias (Fig. IV.24), se observa una mayor regularidad, manteniéndose habitualmente los caudales durante el estiaje.

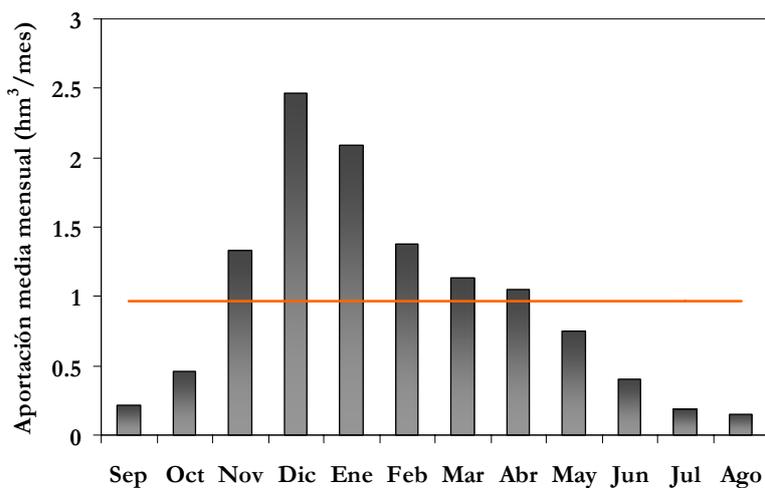


Figura IV.24. Aportaciones medias mensuales en la estación de aforo 4156 del río Murtigas (la línea naranja corresponde a la media mensual de 0.97 hm³/mes).

Según puede observarse en la Figura IV.25, un 40% de los datos son inferiores a $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ y un 8% son superiores a $1 \text{ m}^3/\text{s}$. El 14 de diciembre de 1989 se registró el caudal máximo de $69 \text{ m}^3/\text{s}$.

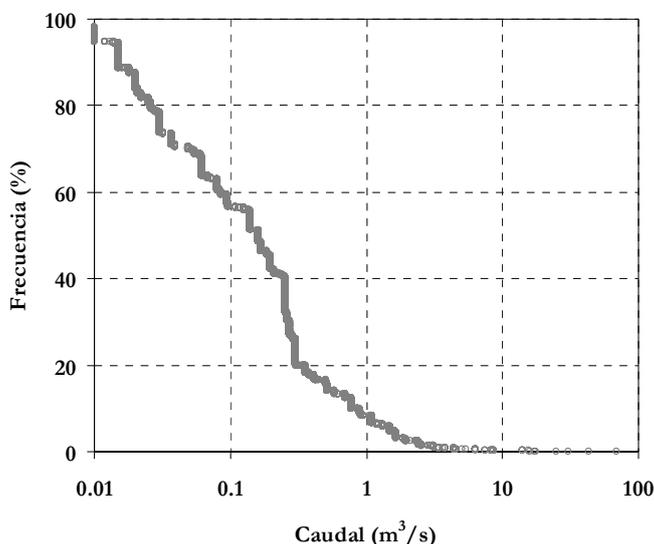


Figura IV.25. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4156).

La estación de aforo 4157 del río Caliente tiene una cuenca de 64 km^2 de superficie, un caudal medio de $0.60 \text{ m}^3/\text{s}$, una aportación media de anual de 19.5 hm^3 y un caudal específico de 9.38 L/s km^2 . En la Figura IV.26 se ve como existen además de algunos periodos sin información, numerosas mesetas y escalones que indican una mala calidad de los datos.

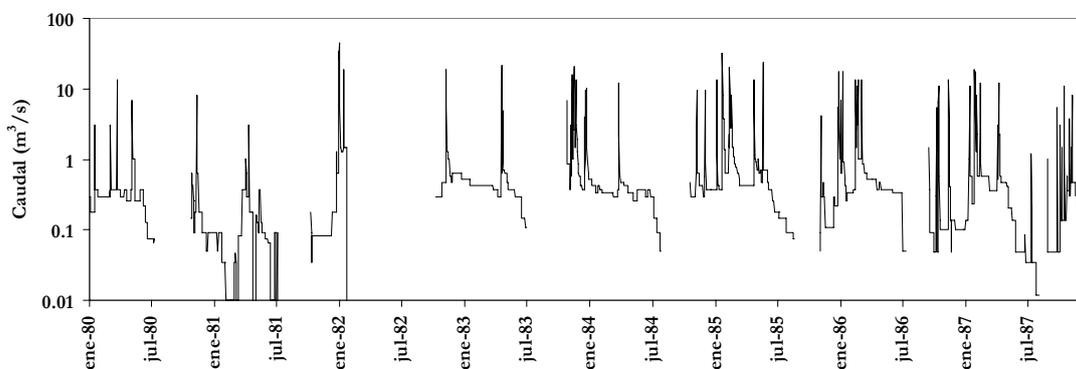


Figura IV.26. Evolución del caudal diario del río Caliente (Estación de aforo 4157).

En la evolución mensual de las aportaciones medias (Fig. IV.27) se observa como los caudales presentan una mayor regularidad, y al igual que en el Múrtigas, el río no se seca completamente durante el estiaje.

En esta estación tan sólo el 2% de los caudales registrados es superior a $10 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. IV.28). El máximo caudal registrado fue de tan sólo $45 \text{ m}^3/\text{s}$ y correspondió al día 30 de diciembre de 1981. El 16% del caudal es igual a $0 \text{ m}^3/\text{s}$.

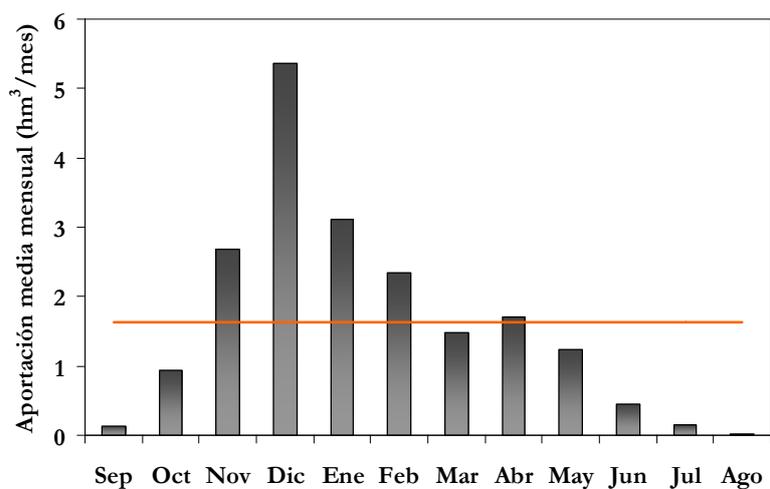


Figura IV.27. Aportaciones medias mensuales en la estación de aforo 4157 del río Caliente (la línea naranja corresponde a la media mensual de $1.63 \text{ hm}^3/\text{mes}$).

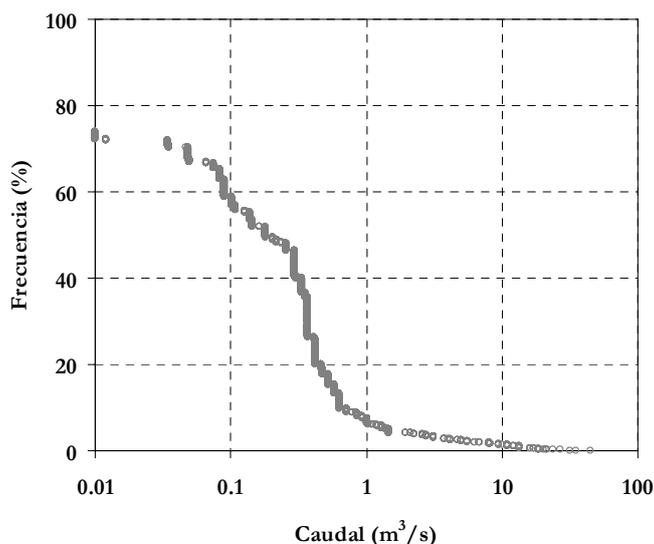


Figura IV.28. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4157).

4. RESUMEN

El río Odiel hasta la localidad de Gibraleón, y justo antes de su desembocadura en la ría de Huelva tiene una superficie de 2063 km². Se han analizado las características morfométricas del conjunto de la cuenca y de sus principales subcuencas: río Oraque (607 km²), rivera del Olivargas (183 km²), río Meca (316 km²) y la cabecera del río Odiel definida hasta inmediatamente antes de la desembocadura de la rivera del Olivargas (514 km²).

El índice de Gravelius, el factor forma y la razón de circularidad, manifestaron la forma alargada de las cuencas estudiadas. La cuenca del río Odiel tiene una altitud media de 261 m, con una altitud mínima de 0 m y máxima de 926 m. El 60% de la superficie de la cuenca está comprendida entre el intervalo de altitud de 100 y 300 m; y aproximadamente un 21% de su superficie tiene pendientes superiores al 35%. De las cuencas estudiadas individualmente, la del río Olivargas posee mayor desnivel mientras, que la del río Meca tiene un relieve más suave.

La pendiente media del cauce principal del río Odiel es de 0.56%, el mínimo valor de pendiente media la presenta el cauce del río Meca con 0.46% y el mayor valor de pendiente media es de la rivera del Olivargas con 1.3%. El tiempo de concentración se calculó mediante los métodos de Kirpich y el propuesto por el MOPU. Con el primer método se obtiene un tiempo de concentración de 18 horas, más bajo que el obtenido mediante el método del MOPU cuyo tiempo de concentración fue de 29 horas. El menor valor obtenido mediante la fórmula de Kirpich se compensa con los mayores coeficientes multiplicadores que acompañan a este parámetro, por lo que el cálculo de los caudales máximos mediante ambos métodos da finalmente resultados parecidos.

Según la base cartográfica utilizada, el río Odiel consta de 256 cauces y posee una longitud total de 1118 km. De acuerdo con la jerarquización de Strahler la cuenca del río Odiel es de orden 5, la del río Oraque de orden 4, y la de la rivera del Olivargas, río Meca y cabecera del río Odiel de orden 3.

En cuanto a los parámetros de intensidad fluvial, la cuenca del río Odiel tiene valores de la densidad de drenaje, de la constante de mantenimiento y de la frecuencia de drenaje de 0.54 km/km², 1.85 km²/km y 0.12 km⁻², respectivamente.

En cuanto a la revisión de los caudales registrados en las distintas estaciones de aforo consideradas se extrae la siguiente información:

- Estación de aforo de Gibraleón: El río Odiel a su paso por esta estación de aforo presentó un caudal medio de $15 \text{ m}^3/\text{s}$. La aportación media anual es de $468 \text{ hm}^3/\text{año}$, con un caudal específico de 7.3 L/s km^2 . En este punto el caudal del río es muy irregular, los mayores valores de caudal se producen en los meses de diciembre a enero. El río se seca completamente en los meses de verano. No obstante, al no tratarse de una estación de aforo canalizada y debido a su gran sección, la medida de los caudales durante el estiaje puede conllevar errores importantes.
- Estación de aforo de Sotiel: Los datos analizados, tanto de la antigua estación como de la nueva correspondiente al sistema SAIH, muestran un funcionamiento muy deficiente, por lo que finalmente se desechó esta información.
- Aportaciones al embalse del Sancho: El río Meca alcanzó una aportación anual de $61 \text{ hm}^3/\text{año}$, con un caudal medio diario de $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ y un caudal específico de 8 L/s km^2 . En los datos existe una importante laguna de información desde 2003 a 2009. La medida de los caudales en aguas bajas está sujeta a un gran error, esto se debe a que pequeñas variaciones en la determinación del nivel de agua en el embalse supone una gran diferencia en la aportación diaria.
- Estación de aforo de la cabecera del río Chanza: La aportación media anual en este punto es de 10.6 hm^3 y el caudal medio diario de $0.33 \text{ m}^3/\text{s}$. Destaca un caudal específico substancialmente bajo (4 L/s km^2).
- Estación de aforo del río Arochete: tiene un caudal medio en la estación de aforo de $0.14 \text{ m}^3/\text{s}$, lo que supone un aporte medio anual de $6.6 \text{ hm}^3/\text{año}$. El caudal específico en esta estación también es bajo (3 L/s km^2). No existen datos a partir del año 2000.
- Estación de aforo de la cabecera del río Múrtigas: Existe un periodo sin datos del año 1995 al 2000 y, que a partir de ese año los caudales son muy superiores a los registrados con anterioridad. Además, la curva de gastos utilizada está actualmente en revisión, por lo que finalmente sólo se consideran los datos para el periodo de 1980 a 1994. El caudal medio diario es de $0.37 \text{ m}^3/\text{s}$, la aportación media anual de $11.5 \text{ hm}^3/\text{año}$ y el un caudal específico de 10.5 L/s km^2 .

- Estación de aforo del río Caliente: El río Caliente presentó una aportación media anual de 19.5 hm³, un caudal medio diario de 0.60 m³/s y un caudal específico de 9.38 L/s km². Sólo existen datos hasta el 1987.

En resumen se comprueba la deficiente calidad de los datos hidrológicos de la cuenca del río Odiel y su entorno. La información de algunas estaciones de aforo no son del todo fiables, como la de Sotiel 4305 y la de la red SAIH. El resto de estaciones presentan numerosos periodos sin datos y diversos problemas: caudales que se mantienen anómalamente constantes durante algunos periodos, escasa fiabilidad de las medidas en periodos de aguas bajas, etc. También destacar que los caudales específicos de los ríos Chanza y Arochete son muy bajos (4 y 3 L/s km², respectivamente), especialmente si se comparan con las cuencas próximas de los ríos Múrtigas y Caliente (10.5 y 10.6 L/s km², respectivamente).

CAPÍTULO V. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA

Este capítulo, en primer lugar, se modeliza la subcuenca del río Meca, un importante afluente del río Odiel, que se calibra con los datos de aportes diarios al embalse del Sancho. A continuación se trabaja con las subcuencas de las cabeceras de los ríos Múrtigas, Caliente, Chanza y Arochete, con el fin de obtener los valores de los parámetros de calibración de las subcuencas septentrionales de la cuenca del río Odiel. Estas subcuencas se calibran con los datos de aforo disponibles para los ríos considerados. Finalmente se realiza la modelización hidrológica del conjunto de la cuenca del río Odiel y su calibración y validación, con los datos de aforo de la estación de Gibraleón. En cuanto a los datos de entrada, se ha utilizado el Modelo Digital del Terreno ha sido proporcionado por la Junta de Andalucía y tiene una precisión de 10×10 (Junta de Andalucía, 2005). La información de los usos del suelo ha sido facilitada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, procedente de la fotointerpretación de un vuelo realizado en 1999. Por último, la información edafológica ha sido aportada por R. Fernández de Villarán y J.M. Domingo Santos (comunicación personal).

1. CUENCA DEL RÍO MECA

1.1. DATOS DE ENTRADA

Se ha modelizado la cuenca del río Meca hasta el punto en el que está situado el embalse del Sancho (315 km²). Las mayores altitudes se sitúan al norte y noroeste de la cuenca (Fig. V.1). El relieve es suave; la cota máxima en la cuenca alcanza los 394 m, mientras que la cota mínima es de 52 m, siendo la altitud media de 152 m. Aproximadamente el 66% de la superficie de la cuenca se encuentra entre 100 y 200 m; las mayores altitudes constituyen un 1.10 % (ver apartado IV.2.2.1).

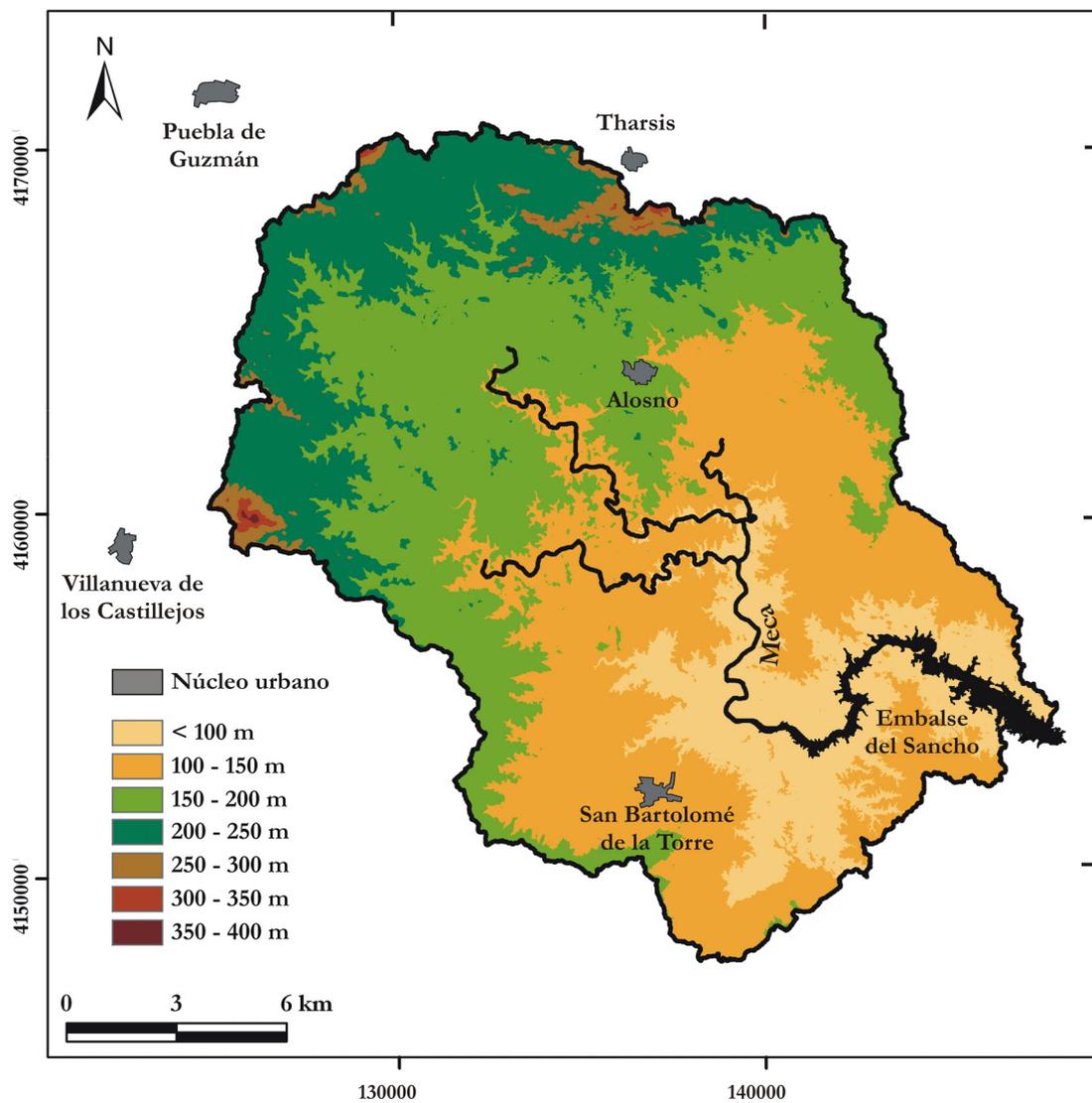


Figura V.1. Mapa de elevaciones de la cuenca del río Meca.

Para la delimitación de las subcuencas se ha considerado un valor de área umbral de 3000 ha e incluyendo una sección de cierre de una subcuenca (outlet) en el punto en el que se controla la calidad del agua del río Meca y está instalado el data-logger (ver apartado II.3.1), se obtiene un total de 6 subcuencas, cuyas áreas oscilan entre 2 km² y 118 km² (Fig. V.2 y Tabla V.1).

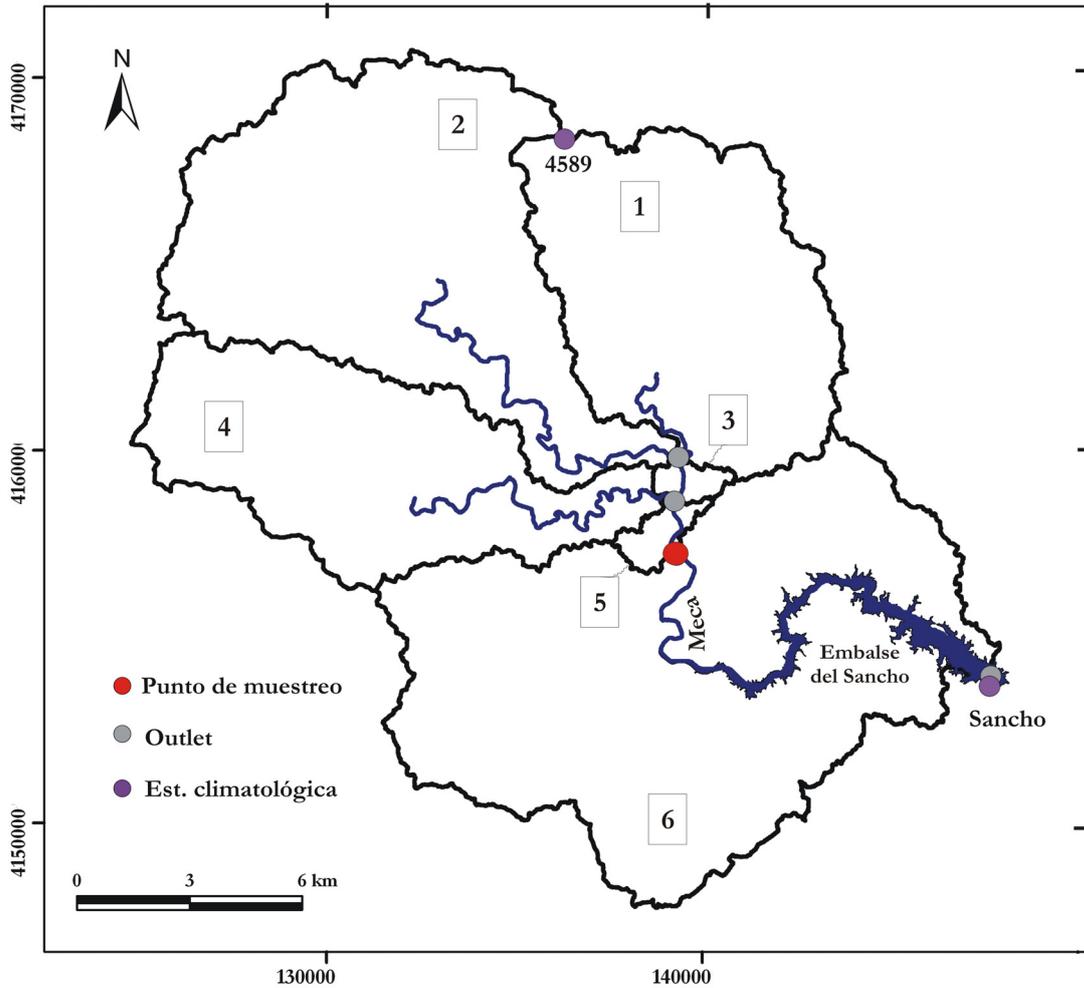


Figura V.2. Mapa de subcuencas, outlets, punto de muestreo y estaciones climatológicas en el río Meca.

Tabla V.1. Número y superficie de las subcuencas del río Meca.

Subcuenca	Superficie (km ²)
1	58
2	82
3	2
4	52
5	3
6	118

Los principales usos del suelo son: plantaciones de eucaliptos (22.9% de la superficie total de la cuenca), bosque (20.9%) y pastizal (19.3%) (Fig. V.3 y Tabla V.2).

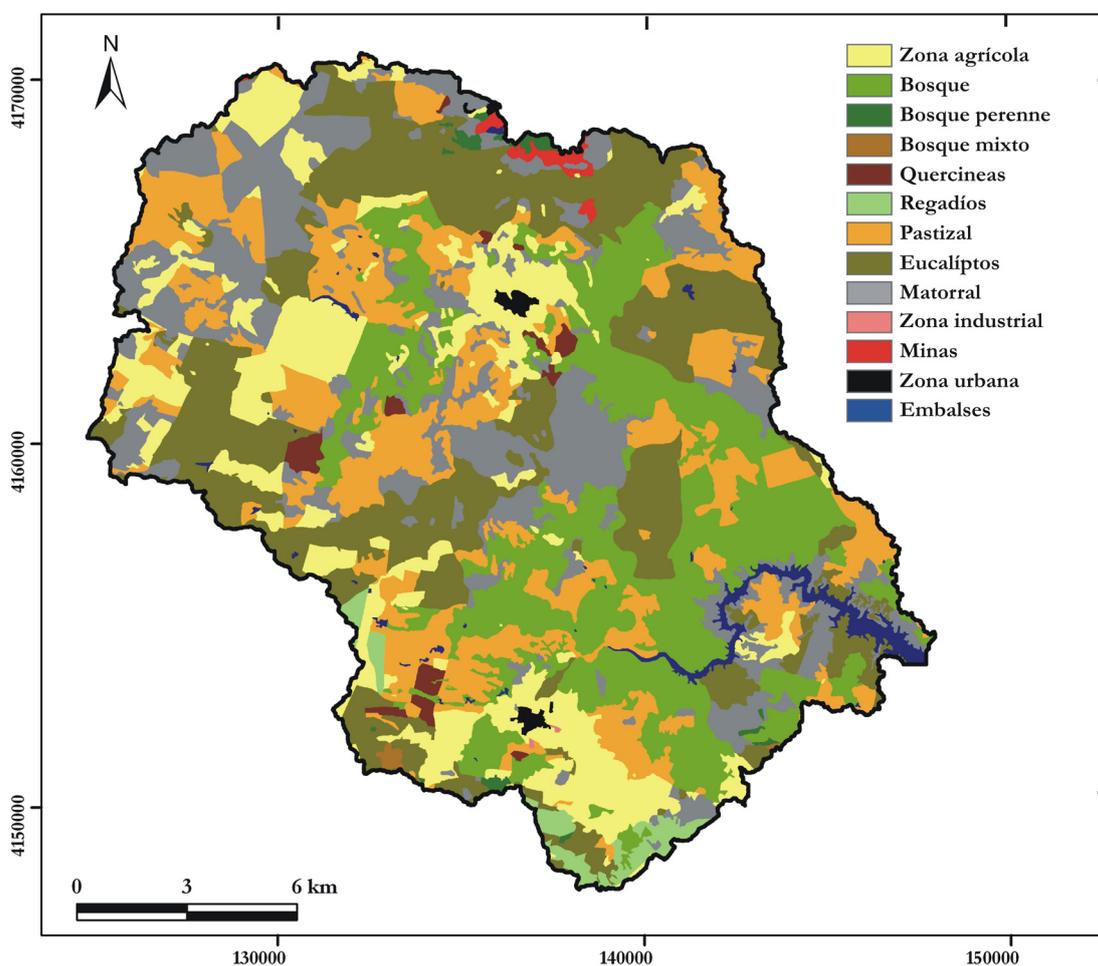


Figura V.3. Mapa de uso del suelo de la cuenca del río Meca

Tabla V.2. Relación de uso del suelo y su superficie en la cuenca del río Meca.

Uso del suelo	Área (km ²)	Área (%)
Zona Agrícola	45.0	14.3
Bosque	65.8	20.9
Bosque perenne	1.4	0.5
Bosque mixto	0.4	0.1
Quercineas	3.2	1.0
Regadíos	4.4	1.4
Pastizal	60.9	19.3
Eucaliptos	72.2	22.9
Matorral	54.6	17.3
Zona industrial	0.1	0.0
Minas	1.4	0.5
Zona urbana	1.1	0.4
Embalses	4.6	1.4

En el mapa de pendientes de la cuenca (Fig. V.5) se observa que aproximadamente el 50% se encuentra comprendido en el rango de pendientes de 5% y 15%, mientras que tan solo el 10% supera el 25% (ver apartado IV.2.2.3).

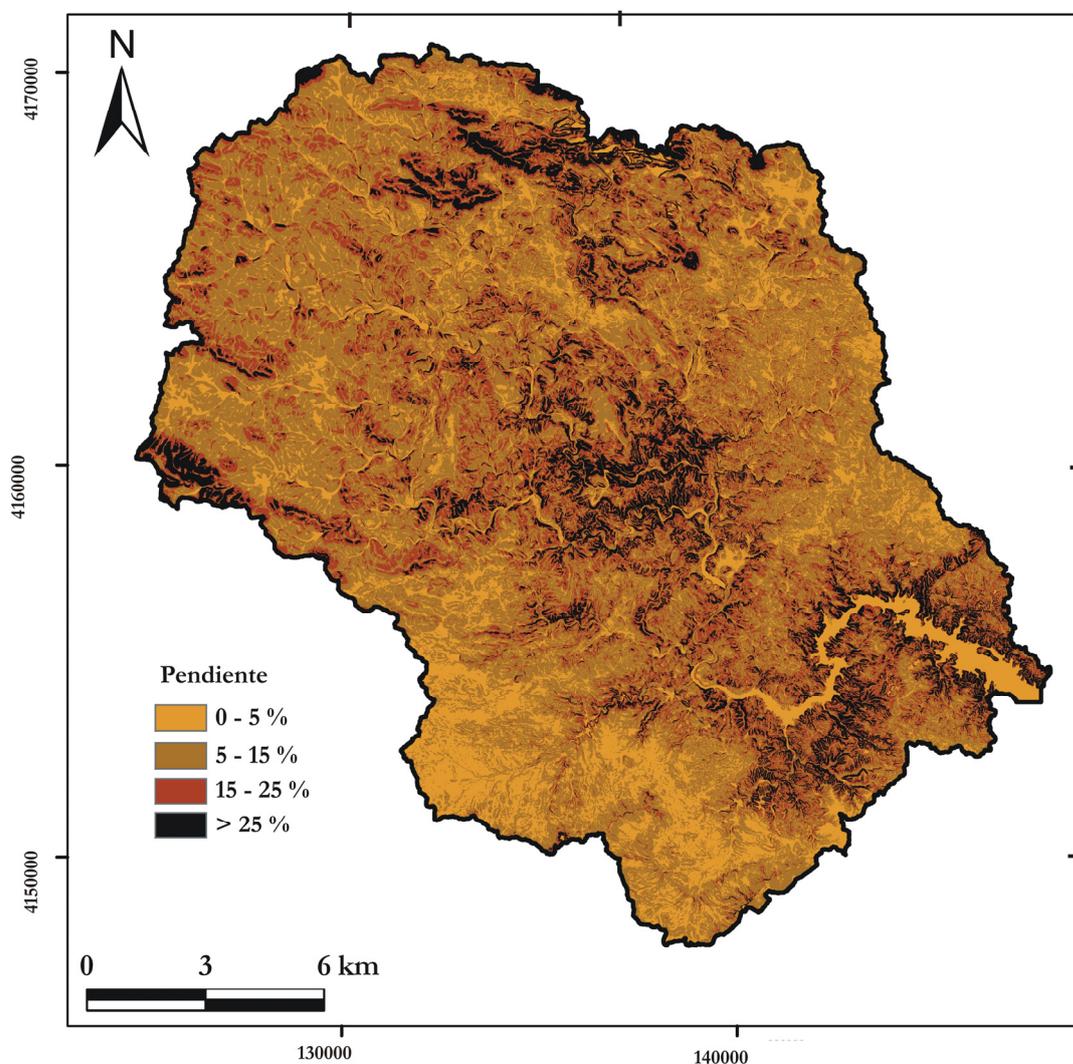


Figura V.5. Mapa de pendientes de la cuenca del río Meca.

Para la obtención de las HRU's (que corresponde a las siglas en inglés de Unidades de Respuesta Hidrológica) se aplica un umbral del 5% para el uso del suelo, el tipo de suelo y la pendiente. El número total de HRU's generado es de 407.

Respecto a los datos climáticos, se disponen de dos estaciones con datos diarios de precipitación y temperatura mínima y máxima (Fig. V.2); una de las estaciones es de la Agencia Estatal de Meteorología (código 4589), y la otra estación está situada en la cerrada del embalse del Sancho y está gestionada por ENCE (denominada Sancho). Estos datos se

han comprobado y completado por medios estadísticos (ver capítulo III). Para representar adecuadamente la precipitación orográfica en la cuenca, se utilizaron los datos de precipitación corregidos con la metodología descrita en el apartado 3.2 de este capítulo. La ETP se calcula mediante el método de Hargreaves (Hargreaves, 1975; Neitsch *et al.*, 2005b).

1.2. CALIBRACIÓN

El periodo total de datos de aportes diarios al embalse del Sancho disponible fue de 1982 a 2002 y el año hidrológico 2009/10. Para la calibración el periodo utilizado fue de 1982 a 2000 y el resto se reservó para la validación del modelo.

La primera simulación puso de manifiesto grandes diferencias entre el caudal observado y el simulado, con una desviación del volumen de escorrentía de un 88% y un valor de NSE bajo (Tabla V.4); demostrando que los datos por defecto del modelo respecto a las aguas subterráneas no coinciden con las características de la zona. Aunque en la cuenca no existen acuíferos importantes y las rocas que afloran son mayoritariamente pizarras, la fracturación superficial de los materiales hace que se comporten como un acuífero somero de escasa entidad.

Tabla V.4. Valor de los índices estadísticos con los valores por defecto de la cuenca del río Meca.

Índice	Diario
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.75
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.35
Error cuadrático medio (RMS; m ³ /s)	8.83
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.88

Mediante una calibración manual se modificaron las siguientes variables del modelo: ALPHA_BF, GW_REVAP, REVAPMN, GWQMN, SHALLST, GW_DELAY, RCHRG_DP, CN2, ESCO, SOL_AWC y SURLAG (Tabla V.5). El aspecto principal que se abordó en la calibración manual fue la reducción de la escorrentía superficial. Para corregirla, el número de curva del SCS (CN2) se redujo en un 30% y se aumentó en 0.04 unidades la capacidad de agua disponible en el suelo (SOL_AWC), permitiendo así que el suelo retenga más cantidad de agua. El factor de compensación de evaporación del suelo (ESCO) se situó en 0.01 para evaporar la máxima cantidad de agua disponible en el suelo (Tabla V.5). Por último, se modificó el coeficiente de retraso de la escorrentía superficial

(SURLAG) hasta un valor de 2 (aunque originariamente tenía un valor de 4). Este valor hace que se reduzca la escorrentía superficial en el mismo día en el que se produce la precipitación, descargando de forma paulatina el agua almacenada en los días posteriores, y reduciendo los máximos de caudal.

Tabla V.5. Valores modificados de los parámetros empleados durante la calibración manual de la cuenca del río Meca.

	Subcuencas 1,2,4 y 6	Subcuencas 3 y 5
ALPHA_BF	1	0.02
GW_REVAP	0.02	0.02
SHALLST	0	0
GWQMN	0	0
REVAPMN	100	0
GW_DELAY	0	0
RCHRG_DP	0.2	0
CN2	- 30%	- 30%
ESCO	0.01	0.01
SOL_AWC	SOL_AWC + 0.04 ud.	SOL_AWC + 0.04 ud.
SURLAG	2	2

En cuanto a los parámetros que regulan el flujo de agua subterránea, el coeficiente de agotamiento (ALPHA_BF) se fijó en el valor 1, para que el acuífero responda rápidamente a los cambios en la recarga; ya que el caudal observado disminuye rápidamente después de las crecidas. El coeficiente “*REVAP*” (GW_REVAP) tomó un valor de 0.02 (Tabla V.5), que es el valor mínimo que puede alcanzar esta variable, y reduciendo la salida de agua del acuífero superficial.

Así mismo el parámetro GW_DELAY, que representa el tiempo que tarda el agua de recarga en atravesar la zona no saturada del acuífero, se consideró cero para que el acuífero responda rápidamente a la recarga (Tabla V.5).

Los parámetros GWQMN y REVAPMN sirven para calibrar el flujo de agua subterránea hacia el río. Para GWQMN, que es la profundidad umbral de agua en el acuífero que se requiere para que tenga lugar el flujo base, se mantuvo su valor por defecto. El REVAPMN se situó en 100 mm, lo que indica que el movimiento del agua desde el acuífero superficial hacia la zona no saturada se permitirá tan sólo si el volumen de agua en el acuífero superficial es igual o superior a ese valor (Tabla V.5).

Tras el cambio de todos estos parámetros, la desviación de los volúmenes de escorrentía continuó siendo elevada; para regular el exceso de caudal se puede usar el parámetro

RCHRG_DP, que influye en la fracción de agua que percola hacia el acuífero profundo, este parámetro se situó en 0.2. El programa considera que las salidas del acuífero superficial al profundo son pérdidas del sistema (Tabla V.5). En realidad, no existe acuífero profundo en la zona, pero estas salidas pueden reflejar la elevada evapotranspiración de los bosques de eucaliptos existentes.

Tras la modificación de esta última variable los ajustes mejoraron notablemente, sin embargo no se reproducían correctamente las decrecidas del caudal tras un evento de precipitación, pues el caudal simulado descendía mucho más rápidamente que el observado. Tras probar diferentes combinaciones de los parámetros, los mejores ajustes se consiguieron finalmente considerando diferentes valores de los parámetros de aguas subterráneas en las dos subcuencas centrales (la 3 y 5), para conseguir que los caudales en aguas bajas se mantuvieran durante las decrecidas. Este hecho puede reflejar la naturaleza “dual” de la cuenca con zonas de mayor fracturación natural o producidas por la minería (escombreras, cortas, etc.), que funcionan como pequeños acuíferos que aportan agua paulatinamente después los máximos de precipitación.

En la Tabla V.6 se recoge el valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual. El valor mensual del NSE (0.83) es muy bueno según Moriasi *et al.* (2007); sin embargo se sigue produciendo una sobreestimación del 25% del caudal observado.

Tabla V.6. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la calibración manual de la cuenca del río Meca.

Índice	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.82	0.93
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.64	0.83
Error cuadrático medio (RMS; m ³ /s)	6.37	2.08
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.25	1.25

Para mejorar estos valores, especialmente la DV, se realizó una autocalibración con el programa SWAT-CUP de los resultados obtenidos en la calibración manual. Sólo se tuvieron en cuenta los parámetros relativos al agua subterránea que regulan la entrada y la salida de agua del acuífero; estos parámetros son: GW_REVAP, REVAPMN, GWQMN y GW_DELAY. En las subcuencas 3 y 5 se mantuvieron los valores deducidos de la calibración manual. El rango inicial, el rango optimizado y el valor optimizado para cada parámetro resultante de las simulaciones con SWAT-CUP se recogen en la Tabla V.7.

Tabla V.7. Rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT–CUP para la cuenca del río Meca.

Parámetro	Rango inicial	Rango Optimizado	Valor optimizado
REVAPMN	0 - 500	220 – 664	442
GWQMN	0 - 500	145 – 439	292
GW_REVAP	0.02 - 0.2	0.06 – 0.15	0.105
GW_DELAY	0 - 5	0 – 2.52	0.025

El parámetro P tuvo un valor de 0.55, e indica que el 55% de los datos observados están acotados dentro del 95PPU. El valor de R fue de 0.13; este parámetro es el grosor medio de la banda de 95PPU dividida por la desviación estándar de los datos observados, y debe ser próximo a 0 (Abbaspour, 2009). Se consigue un valor aceptable de P a costa de sacrificar en cierta medida R .

El coeficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe a nivel mensual mejora ligeramente sobre la simulación anterior y se considera muy bueno según Moriasi *et al.* (2007); mientras que la sobreestimación del caudal observado se reduce a tan sólo un 5% (Tabla V.8).

Tabla V.8. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la calibración con SWAT–CUP para la cuenca del río Meca.

Índice	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.82	0.94
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.68	0.89
Error cuadrático medio (RMS; m ³ /s)	6.22	1.71
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.05	1.05

A la dificultad de calibrar el modelo se le debe sumar otro problema, que es la imprecisión en la medida del aporte diario al embalse en condiciones de aguas bajas. Los aportes diarios se calculan por la diferencia entre las variaciones del volumen almacenado y las salidas registradas (vertidos, derivaciones y evaporación). Cuando las entradas son pequeñas en relación a las variaciones del volumen almacenado, pequeñas imprecisiones en la medida de la cota del agua en el embalse (por ejemplo por la acción del viento), suponen un gran error en el cálculo del aporte; este hecho dificultó la calibración del modelo durante los periodos de aguas bajas.

En la Figura V.6 se muestra la correlación obtenida a nivel diario entre el caudal simulado y el observado. El coeficiente de correlación de Pearson (r) fue de 0.82.

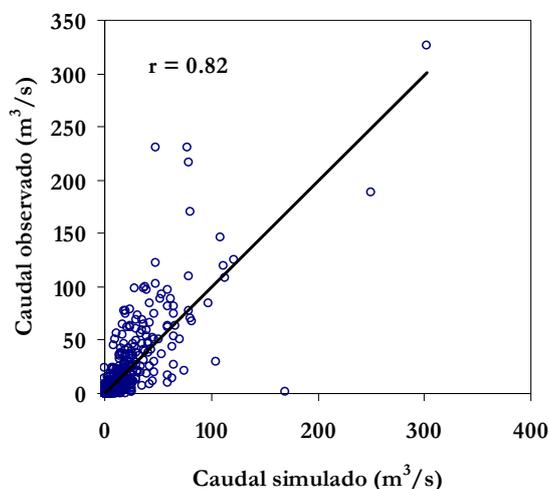


Figura V.6. Relación entre el caudal simulado y observado de la cuenca del río Meca.

En la Figura V.7 se representa la evolución de los caudales diarios después de la calibración con SWAT-CUP para la cuenca del río Meca. Se observa como hay años muy secos, como los años hidrológicos 1982/83 y el 1991/92, en los que el río está seco la mayor parte del año; y otros como el año 1995/96 en el que el caudal se mantiene y el río no se seca completamente hasta el verano.

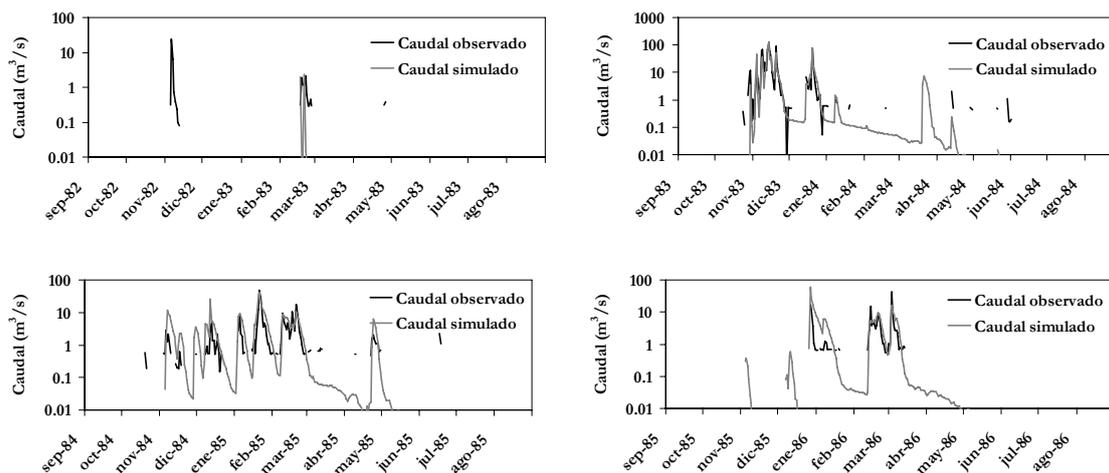


Figura V.7. Evolución del caudal diario simulado y observado, para el periodo de calibración con SWAT-CUP en la cuenca del río Meca.

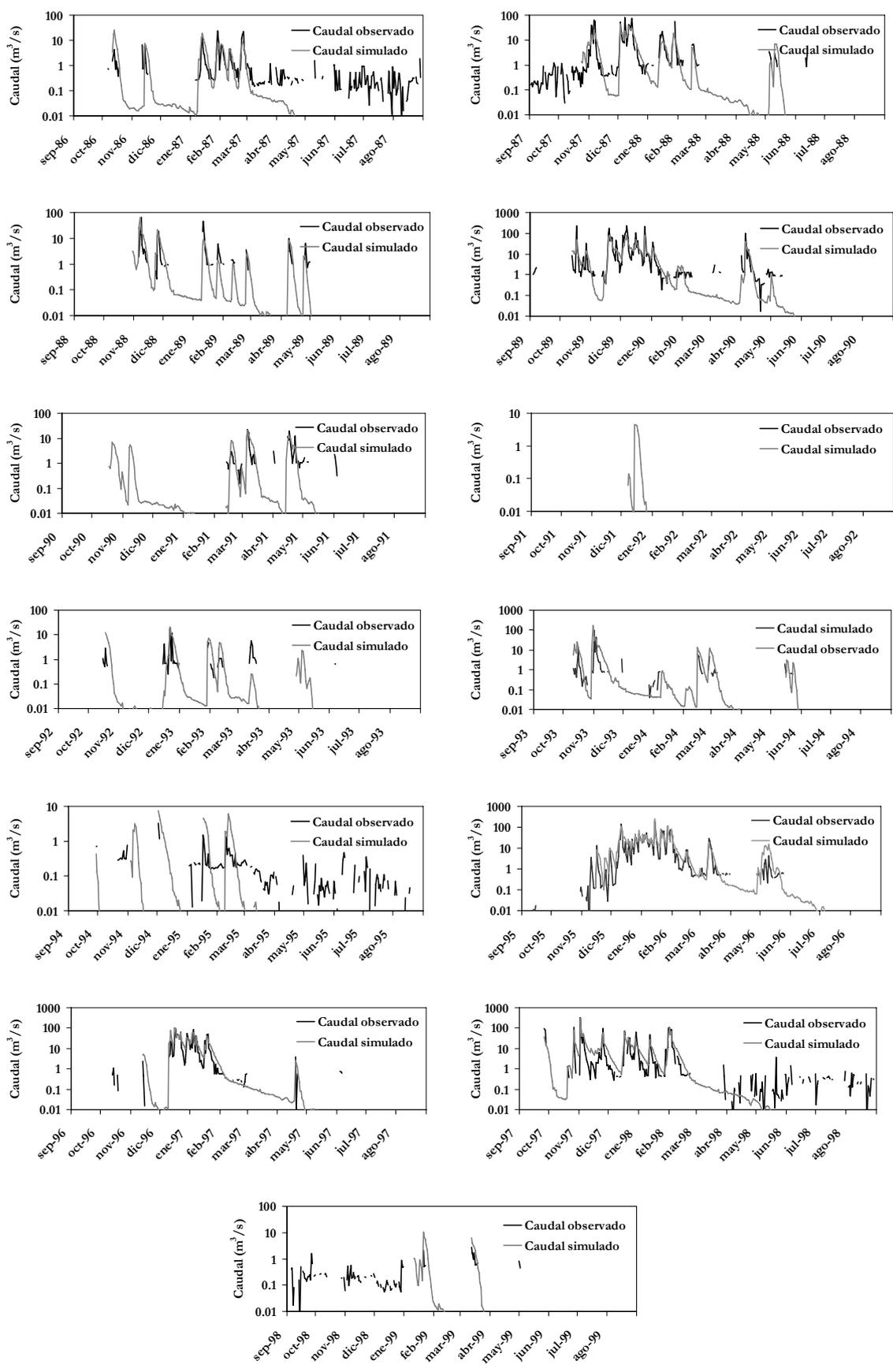


Figura V.7. Continuación.

En la Figura V.8 se muestra la correlación obtenida a nivel mensual entre las aportaciones simuladas y observadas. El ajuste entre valores simulados y observados es muy bueno (r de 0.94). No obstante se pueden ver algunas diferencias significativas, por ejemplo un aporte simulado del mes de diciembre 1999 de 62 hm^3 frente al medido de 107 hm^3 . Otro valor anómalo es el de octubre de 1993, con un valor simulado de 24 hm^3 frente al observado de 2 hm^3 . En una simulación anterior (Galván *et al.*, 2007 y 2009), estas diferencias fueron mayores. Este hecho se atribuye a posibles errores de cálculo en las aportaciones al embalse y/o a que las precipitaciones en las estaciones pluviométricas no fueran representativas de la precipitación media de la cuenca (debido a que en ocasiones la pluviometría de dos estaciones próximas puede ser muy diferente).

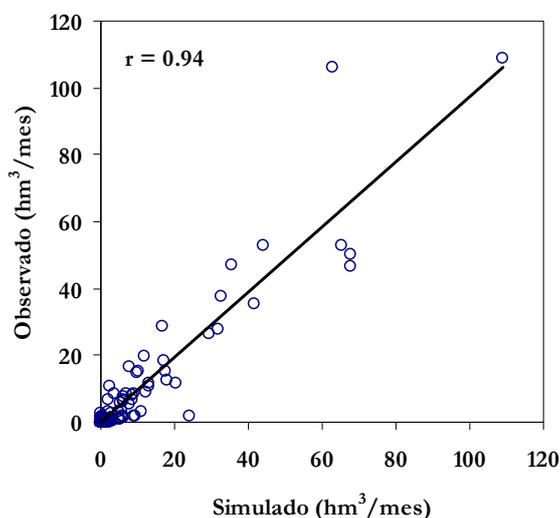


Figura V.8. Relación entre las aportaciones mensuales simuladas y observadas de la cuenca del río Meca.

En la Figura V.9 se representa la evolución a nivel mensual de los resultados simulados por el modelo, junto con los datos observados en el embalse del Sancho. Se comprueba un buen ajuste entre los valores simulados y observados. Las principales diferencias se producen durante el estiaje, cuando el cálculo de los aportes al embalse conlleva un mayor error. También se ha representado la evolución de las diferencias entre los valores mensuales observados y simulados (Fig. V.10), se observa como a partir del año 1992 hay una ligera tendencia decreciente, pues existen más valores negativos.

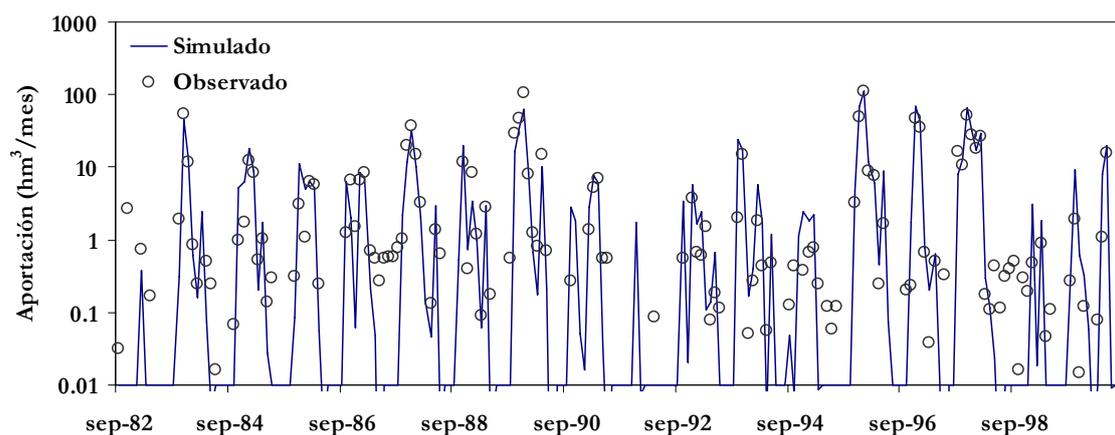


Figura V.9. Representación de las aportaciones mensuales, simuladas y observadas, para el periodo de 1982/83 a 1999/00 (Río Meca).

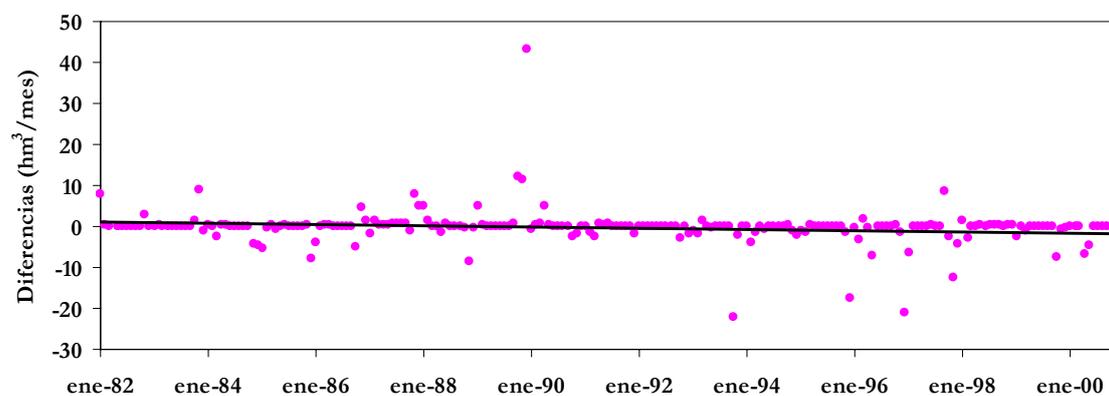


Figura V.10. Evolución mensual de la diferencia entre valores observados y simulados en la cuenca del río Meca.

Una vez calibrado el modelo, se obtuvo como resultado de la simulación para el periodo de 1982/2000 un aporte medio anual de $65 \text{ hm}^3/\text{año}$, alcanzando valores mínimos en los años hidrológicos 1982/83 (0.38 hm^3) y en 1991/92 (1.74 hm^3) y un máximo en el año 1995/96 (209 hm^3).

1.3. VALIDACIÓN

Para la validación se reservaron los años hidrológicos 2000/01, 2001/02 y 2009/10. En el periodo de validación, el valor del NSE fue bueno a nivel mensual según Moriasi *et al.* (2007) (Tabla V.9). La desviación del volumen de escorrentía aumentó notablemente respecto al periodo de calibración; aunque el caudal observado se sobreestimó en un 48%,

esto se debió principalmente a que en el año 2001/02 el valor de la desviación fue muy alto (2.56). Esta gran diferencia se debió a que el caudal simulado se mantuvo sin secarse durante prácticamente todo el año, mientras que en los datos observados, tras los máximos de caudal, el río se seca completamente (Fig. V.11); este hecho fue producido nuevamente por la imprecisión en la medida de las aportaciones al embalse en periodos de aguas bajas. Los años de mayor pluviometría en los que el río Meca llevó más caudal, tuvieron mejor ajuste (2000/01 y 2009/10).

Tabla V.9. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la validación en la cuenca del río Meca.

Índice	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.91	0.97
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.72	0.75
Error cuadrático medio (RMS; m^3/s)	6.67	2.26
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.48	1.48

En la Figura V.11 se muestra la evolución del caudal diario observado y simulado para el periodo de validación y en la Figura V.12 se representan las aportaciones mensuales simuladas y observadas. La Tabla V.10 y la Figura V.13 recogen las diferentes componentes del balance hídrico de la cuenca del río Meca.

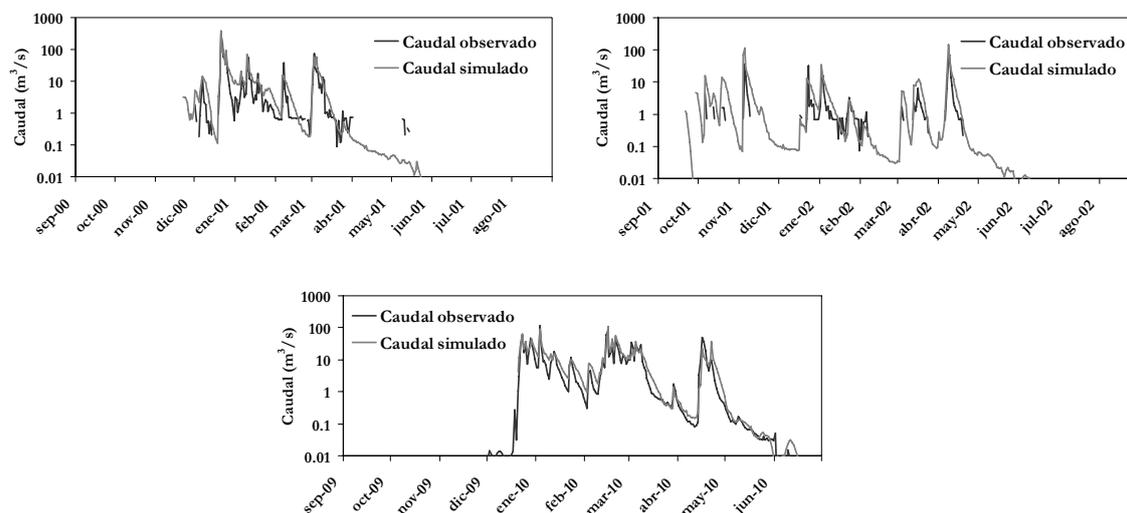


Figura V.11. Evolución del caudal diario simulado y observado, para el periodo de validación en la cuenca del río Meca.

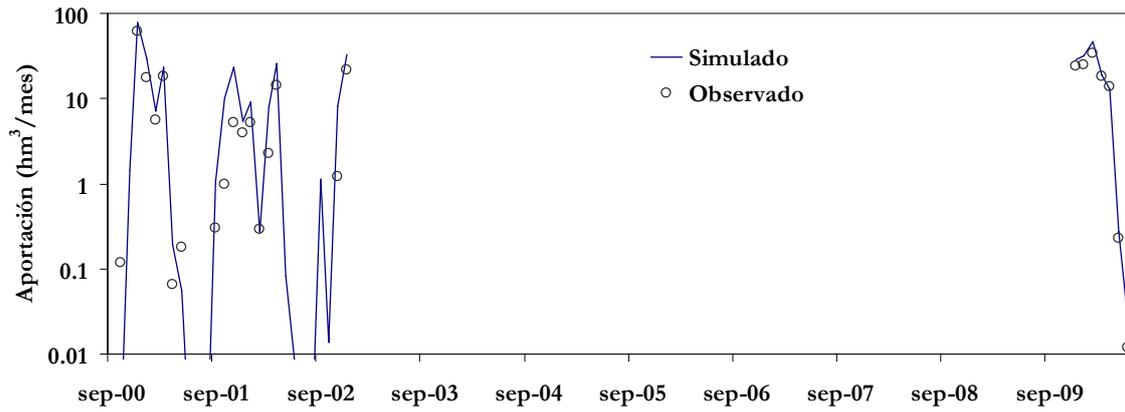


Figura V.12. Aportaciones mensuales para el periodo de validación en la cuenca del río Meca.

Tabla V.10. Valores medios anuales de las componentes del balance hídrico de la cuenca del río Meca para todo el periodo de simulación (en mm).

Precipitación	579.5
ETR	362.9
Escorrentía superficial y subsuperficial	59.2
Infiltración al acuífero	160.1
Salidas del acuífero	
- Flujo base	119
- Revap	0.15
- Acuífero profundo	31.4

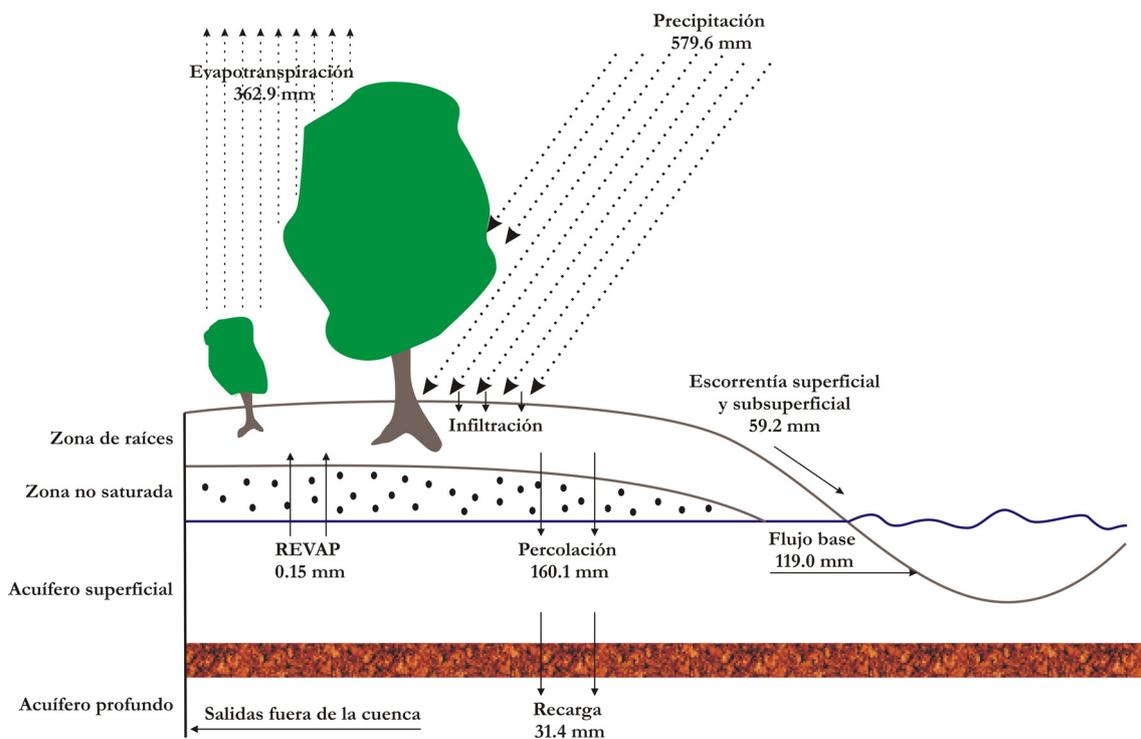


Figura V.13. Representación esquemática del balance hídrico anual de la cuenca del río Meca.

1.4. COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS DE CÁLCULO DE LA ETP

Una vez validado el modelo y con el objetivo de ver cómo afecta la selección del método de cálculo de la ETP a las salidas de SWAT, se va a realizar una comparación entre los distintos métodos expuestos en el apartado III.4.2.

Para ello se seleccionó la estación meteorológica de la Puebla de Guzmán (nº 4 del apartado III.4), perteneciente a la red agroclimática de la Junta de Andalucía, y que posee datos diarios de temperatura (mínima y máxima), de radiación solar, de humedad relativa y de velocidad del viento (Fig. V.14).

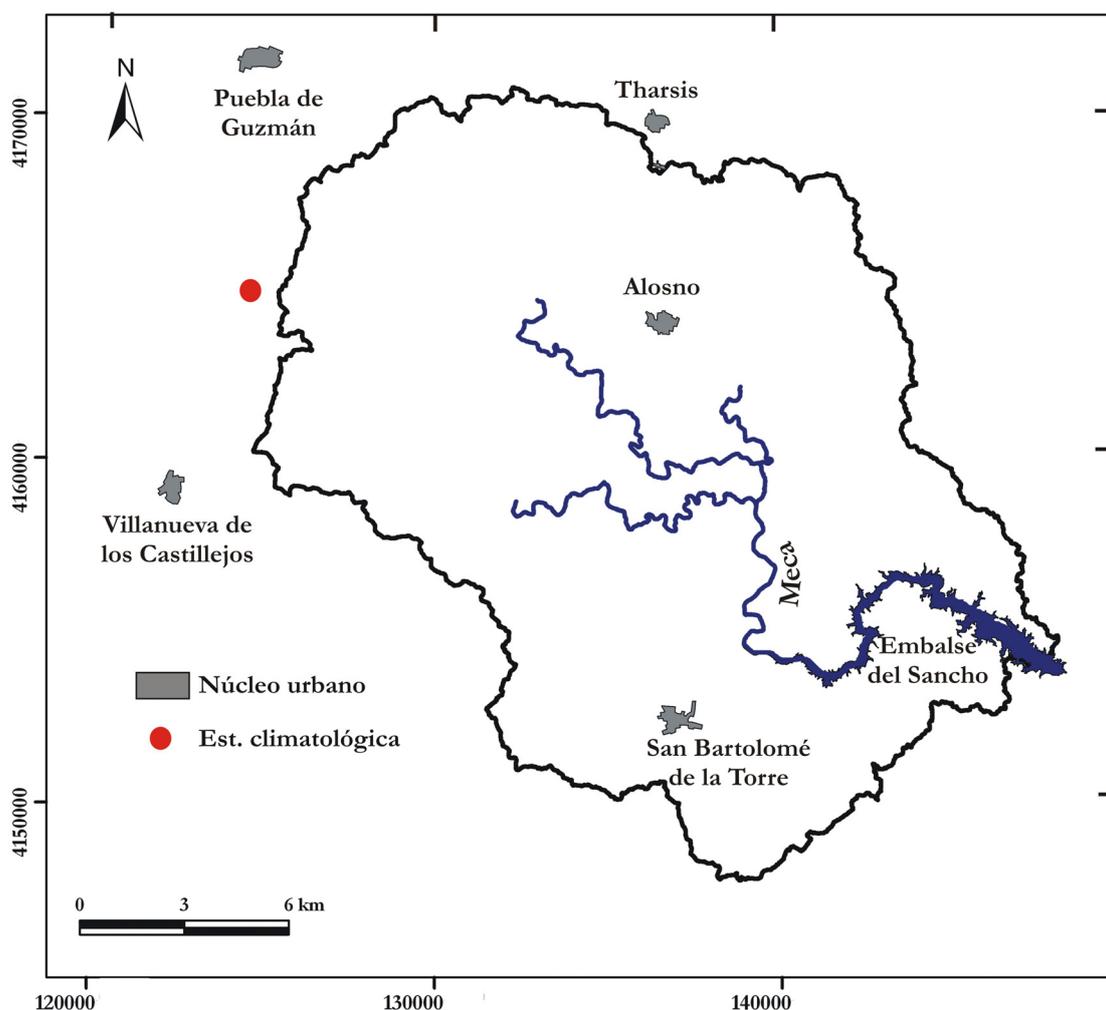


Figura V.14. Ubicación de la estación climática de Puebla de Guzmán en la cuenca del río Meca.

Con cada serie de datos de la ETP calculada a partir de los distintos métodos descritos en el apartado III.4.2 se realizó una simulación y se obtuvieron datos de caudal. La estación climatológica de la Puebla de Guzmán posee datos del 14/11/00 al 30/6/10, sin embargo para tener años completos se tomó el periodo de 2001 a 2009.

Los datos de caudal generados con los distintos métodos de cálculo de la ETP se han comparado con los caudales obtenidos usando el método de Hargreaves incluido en el modelo SWAT, y que además se utiliza como referencia para calcular las desviaciones de los volúmenes de esorrentía (DV), cuyos valores se recogen en la Tabla V.11.

Tabla V.11. Valores de DV resultado de la comparación de los distintos métodos de cálculo de la ETP, en relación al método de Hargreaves.

Método de cálculo de la ETP	DV
Penman	1.29
FAO Penman-Monteith	0.97
Turc	0.97
Thornthwaite	1.44
Priestley-Taylor	1.19

Con el método de Thornthwaite se sobreestima en un 44% el caudal obtenido utilizando el método de Hargreaves. También existen diferencias importantes entre el método de Hargreaves y los de Penman y Priestley-Taylor con una sobreestimación del 29 y 19% respectivamente (Tabla V.11). Mientras que con los métodos de FAO Penman-Monteith y Turc se obtienen resultados muy parecidos a los de Hargreaves y tan sólo se produce una subestimación del 3%.

Para analizar estas diferencias en distintas condiciones hidrológicas se han representado los caudales en una año seco (2003/04), un año medio (2005/06) y un año húmedo (2002/03), con una precipitación de 338, 681 y 909 mm respectivamente (Figs. V.15, V.16 y V.17). Las diferencias entre los distintos métodos son mayores durante el año seco, se comprueba que con el método de Thornthwaite se producen crecidas significativas durante la primavera. Estas crecidas no ocurren cuando se aplica el resto de métodos, debido a la mayor evapotranspiración real. También se observan estas diferencias durante el año medio, aunque con menor intensidad.

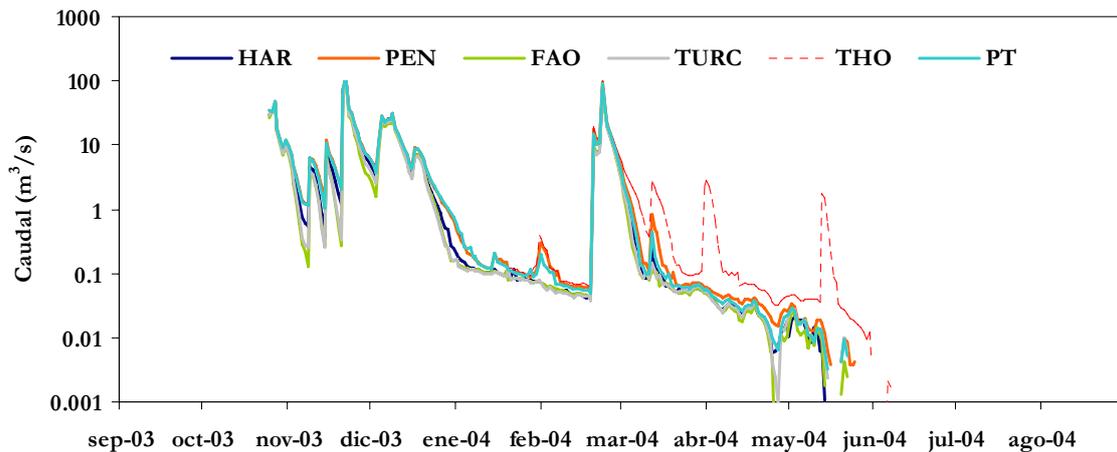


Figura V.15. Evolución del caudal diario del año seco (2003/04), para los distintos métodos de cálculo de la ETP usados (HAR: Hargreaves, PEN: Penman; FAO: FAO Penman-Monteith; TURC: Turc, THO: Thornthwaite; PT: Priestley-Taylor).

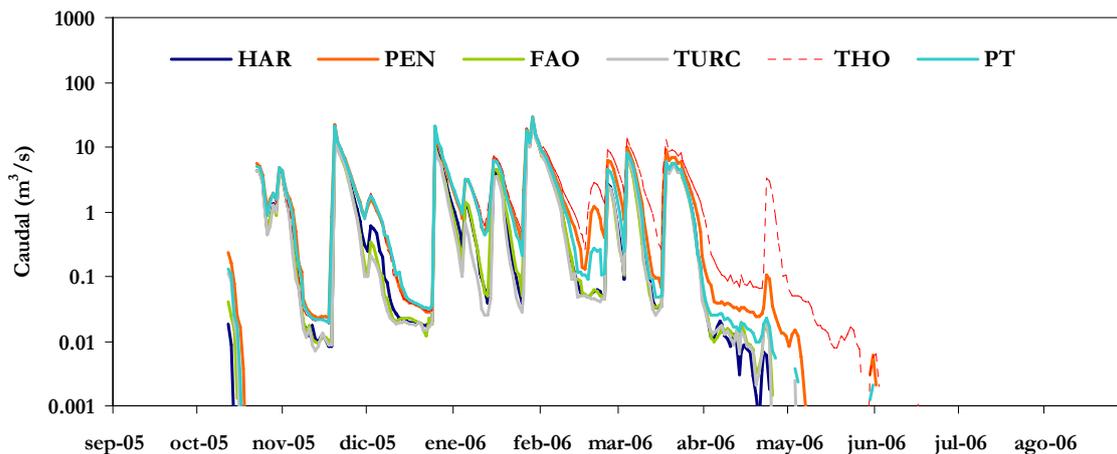


Figura V.16. Evolución del caudal diario del año medio (2005/06), para los distintos métodos de cálculo de la ETP usados (HAR: Hargreaves, PEN: Penman; FAO: FAO Penman-Monteith; TURC: Turc, THO: Thornthwaite; PT: Priestley-Taylor).

Como se comentó en el apartado III.4, el método recomendado para el cálculo de la ETP es el método de FAO Penman-Monteith. El valor de DV con respecto al método de Hargreaves fue de 0.97, es decir, Hargreaves sobreestima ligeramente el caudal obtenido. El método de Thornthwaite que presentó un valor de DV de 1.44, es un método ampliamente utilizado en Andalucía (Andreu *et al.*, 2001); sin embargo según los resultados obtenidos, la utilización de este método puede suponer una gran diferencia en el cálculo de la escorrentía.

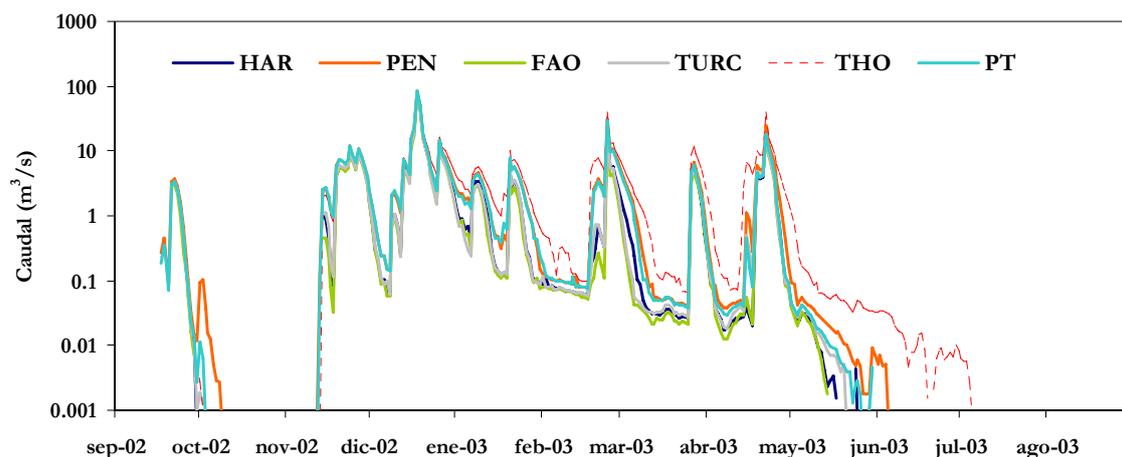


Figura V.17. Evolución del caudal diario del año húmedo (2002/03), para los distintos métodos de cálculo de la ETP usados (HAR: Hargreaves, PEN: Penman; FAO: FAO Penman-Monteith; TURC: Turc, THO: Thornthwaite; PT: Priestley-Taylor).

2. SUBCUENCAS DEL NORTE

2.1. CABECERA DE LOS RÍOS CHANZA Y DEL RÍO AROCHETE

2.1.1. Datos de entrada

Como se puede observar en la Figura V.18 las mayores altitudes se sitúan al este. Para la cuenca del río Chanza, la cota máxima que se alcanza es de 794 m de altitud, la cota mínima de 261 m y la cota media de 475 m (Fig. V.19). Aproximadamente el 72% de su cuenca se encuentra entre 300 y 600 m; las mayores altitudes representan un 4.7 % del total de la cuenca del río Chanza (Tabla V.12).

En la cabecera del río Arochete, la cota máxima de la cuenca es de 762 m de altitud, la mínima de 263 m y la altitud media de 548 m (Fig. V.20). Aproximadamente el 52% de su cuenca se encuentra entre 500 y 600 m, las mayores altitudes constituyen un 1.63% del total de la cuenca del río Arochete (Tabla V.13).

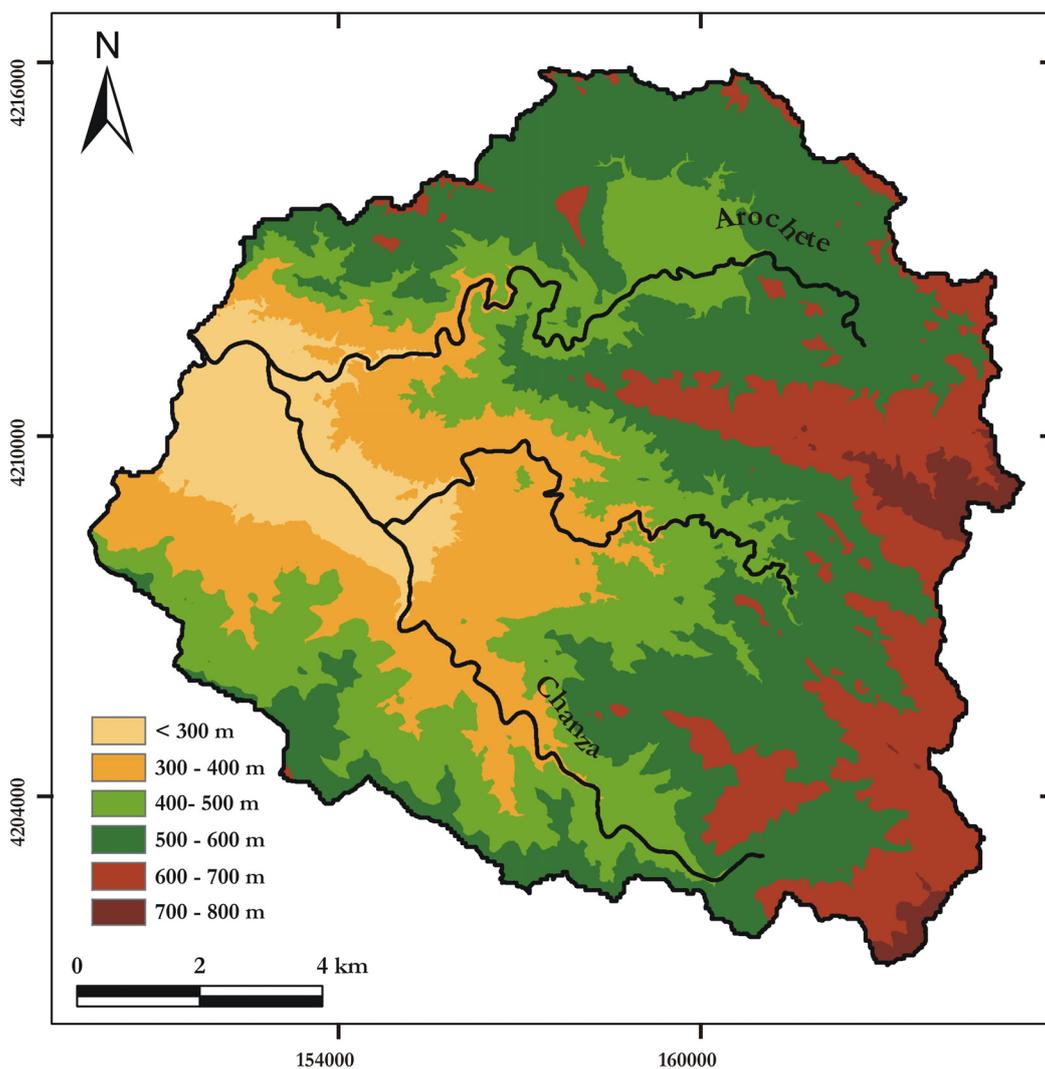


Figura V.18. Mapa de elevaciones de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

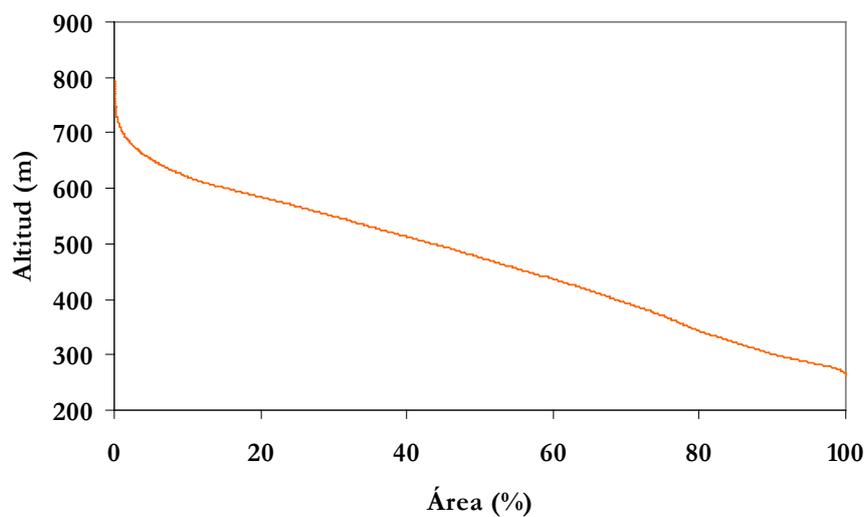
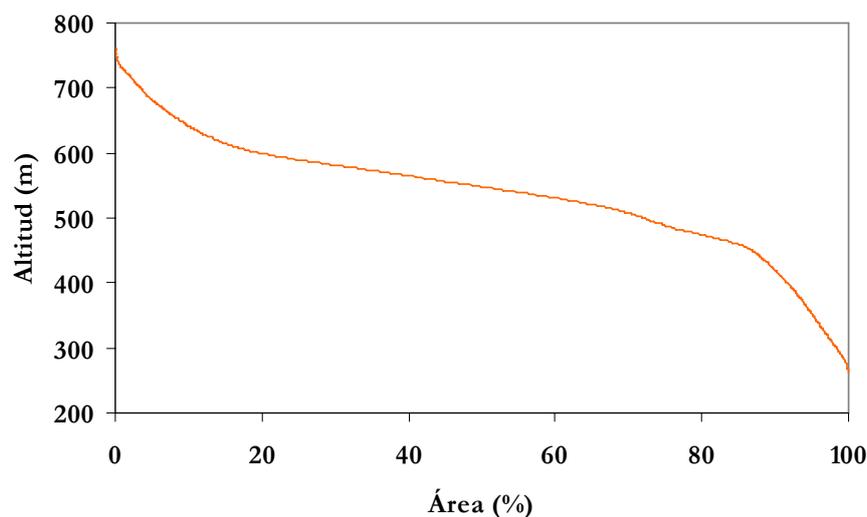


Figura V.19. Curva hipsométrica de la cuenca del río Chanza.

Tabla V.12. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Chanza.

Altitud (m)	Superficie (km ²)	Superficie (%)
< 300	8.7	9.1
300 - 400	20.2	21.0
400 - 500	23.1	24.1
500 - 600	26.2	27.3
600 - 700	13.2	13.7
> 700	4.6	4.7

**Figura V.20.** Curva hipsométrica de la cuenca del río Arochete.**Tabla V.13.** Distribución hipsométrica de la cuenca del río Arochete.

Altitud (m)	Superficie (km ²)	Superficie (%)
< 300	0.7	1.6
300 - 400	3.1	6.6
400 - 500	9.0	19.4
500 - 600	24.2	52.2
600 - 700	7.7	16.7
> 700	1.3	3.5

Para la modelización se establece la sección de cierre de la cuenca formada por los ríos Chanza y Arochete, justo después de su confluencia (Fig. V.21). Introduciendo en SWAT un área umbral de 800 ha, e incluyendo como outlets las estaciones de aforo de los ríos Chanza y Arochete, se obtuvieron un total de 5 subcuencas (Fig. V.21 y Tabla V.14). Hasta las estaciones de aforo correspondientes, la cuenca del río Arochete tiene una superficie de 46 km², mientras que la del río Chanza es de 87 km²; esto supone ligeras diferencias con las superficies obtenidas de los datos oficiales de las estaciones de aforo (48 y 88 km², respectivamente, ver apartado II.2.4).

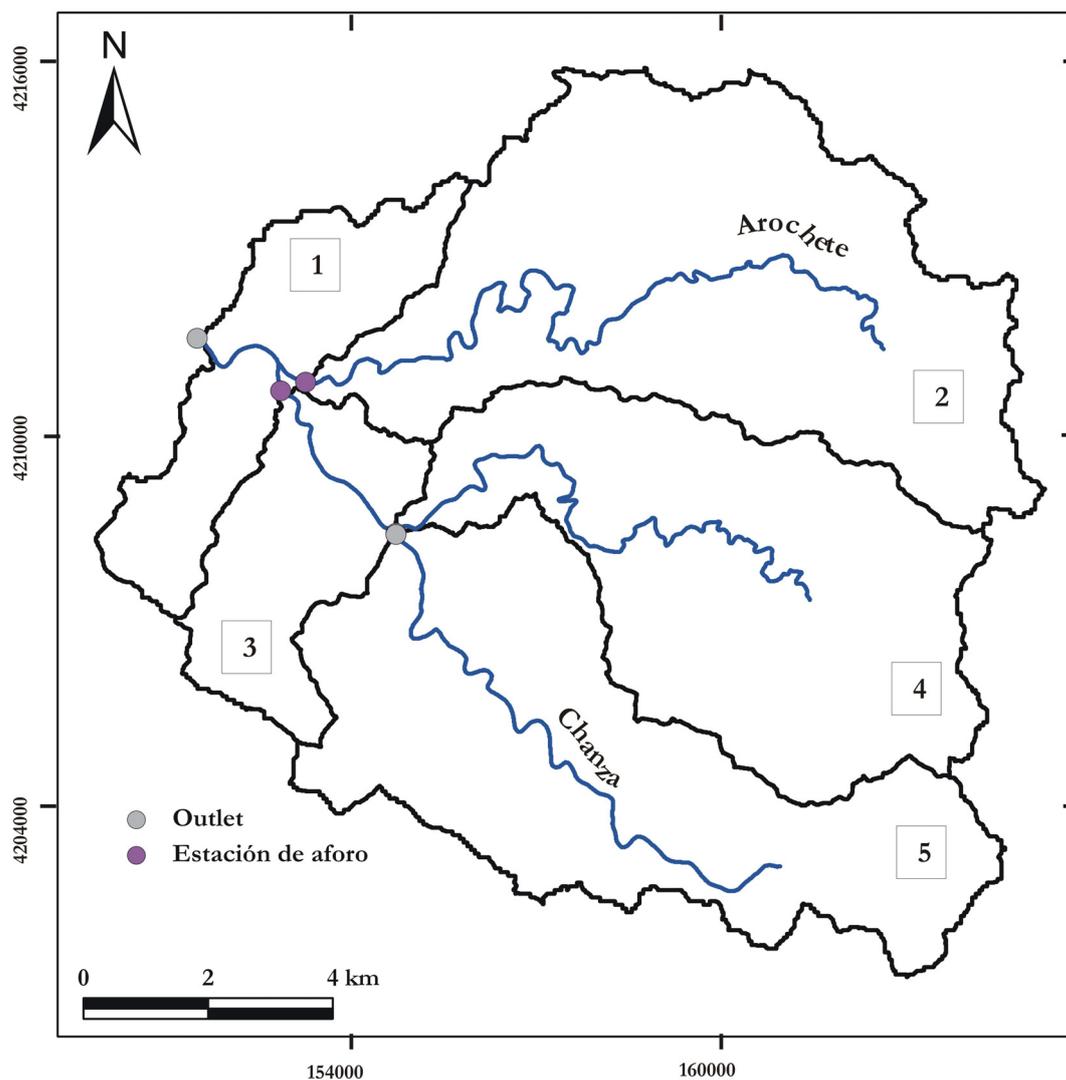


Figura V.21. Mapa de las subcuencas de los ríos Charza y Arochete, outlets y estaciones de aforo.

Tabla V.14. Número y superficies de las subcuencas del río Charza y Arochete.

Subcuenca	Área (km ²)
1	13
2	46
3	12
4	36
5	39

Del mapa de uso del suelo se obtiene que los usos con mayor representación en la zona son: bosque (26.8 % de la superficie de la cuenca), pastizal (27.9%), matorral (19.5 %) y agrícola (18.2 %) (Fig. V.22 y Tabla V.15).

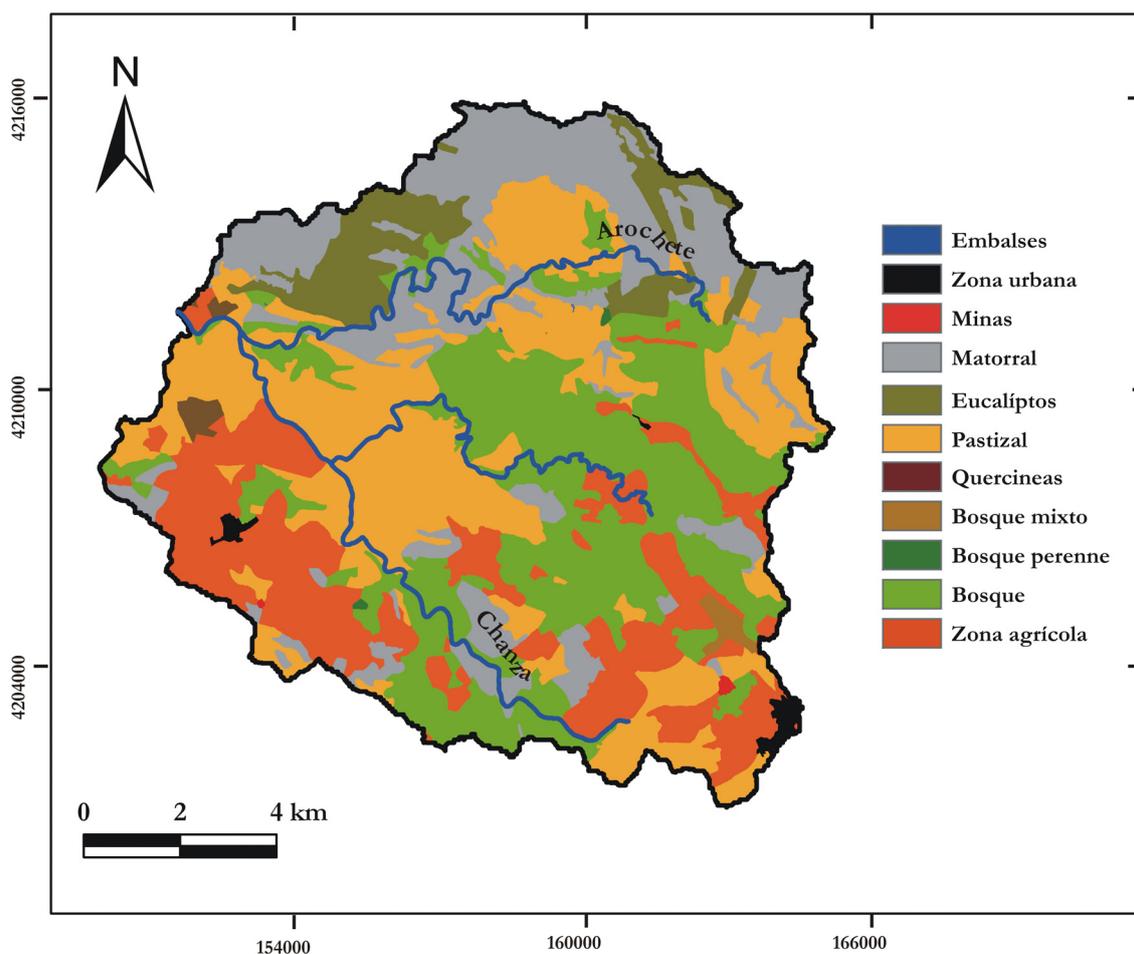


Figura V.22. Mapa de uso del suelo de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Tabla V.15. Usos del suelo en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Uso del suelo	Área (km ²)	Área (%)
Zona Agrícola	26.7	18.2
Bosque	39.3	26.8
Bosque perenne	0.2	0.1
Bosque mixto	0.7	0.5
Quercineas	0.8	0.5
Pastizal	40.9	27.9
Eucaliptos	8.7	5.9
Matorral	28.7	19.5
Minas	0.1	0.1
Zona urbana	0.9	0.5
Embalses	0.01	0.01

Se han diferenciado 12 unidades edafológicas en la cuenca (Fig. V.23 y Tabla V.16). El suelo predominante en la zona (30% de la superficie de la cuenca) es del orden Alfisol, según la clasificación de la Soil Taxonomy (código 6, Tabla V.16).

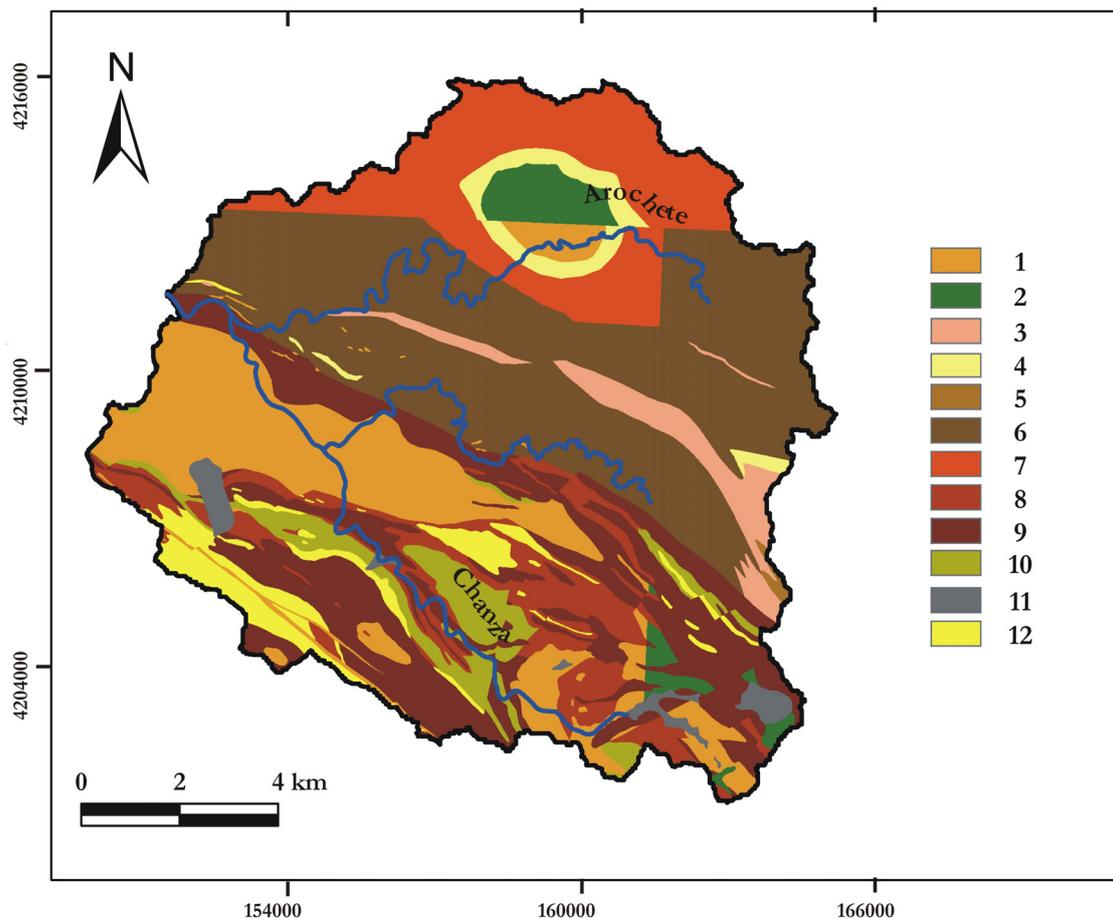


Figura V.23. Mapa de tipos de suelo de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Tabla V.16. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.23. (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).

Código	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Superficie (%)	15.4	2.60	3.2	2.2	0.2	30.1	12.1	7.4	17.0	4.4	1.4	4.0
Profundidad (cm)	103	85.0	75.0	105	82.0	68.0	50.0	96.0	123	101	161	108
CAD (% vol.)	0.11	0.14	0.13	0.14	0.14	0.15	0.16	0.15	0.12	0.12	0.08	0.14
Mat. Fino (%)	91.6	96.3	58.1	43.0	59.4	55.9	62.8	72.6	83.8	80.8	98.2	78.2
Arcillas (%)	19.1	17.1	23.8	15.2	21.9	23.1	21.4	23.3	19.5	15.0	6.7	13.9
Limos (%)	24.2	44.4	31.4	44.9	40.5	44.2	49.0	47.0	28.2	32.4	10.6	43.9
Arenas (%)	56.7	38.5	44.8	39.9	37.7	32.7	29.6	29.7	52.4	52.6	82.8	42.2
Mat. Orgánica (%)	2.7	2.3	2.1	4.7	1.7	5.1	1.8	2.9	2.7	1.6	1.2	2.2
CHS 10 cm (cm/h)	8.6	1.6	2.6	5.7	2.9	2.3	1.8	1.3	2.6	1.7	23.7	1.6
CHS 50 cm (cm/h)	3.4	0.2	0.8	0.9	0.8	0.8	0.9	0.3	0.5	1.3	16.8	0.7
DA (gr/cm ³)	1.4	1.3	1.4	1.3	1.3	1.2	1.1	1.3	1.4	1.4	1.5	1.3
Grupo hidrológico	C	C	C	C	C	C	C	D	C	C	B	C

En la Figura V.24 se representa el mapa de pendientes de la cuenca. Se observa como aproximadamente el 50% de la superficie se encuentra en el rango de pendiente de 5% a 25% y un 21% de la superficie supera el 35% (Tabla V.17).

Tabla V.17. Rango de pendiente y porcentaje de superficie de cuenca.

Rango de pendiente	Superficie (%)
0 - 5	7.3
5 - 15	23.0
15 - 25	26.4
25 - 35	22.3
> 35	21.0

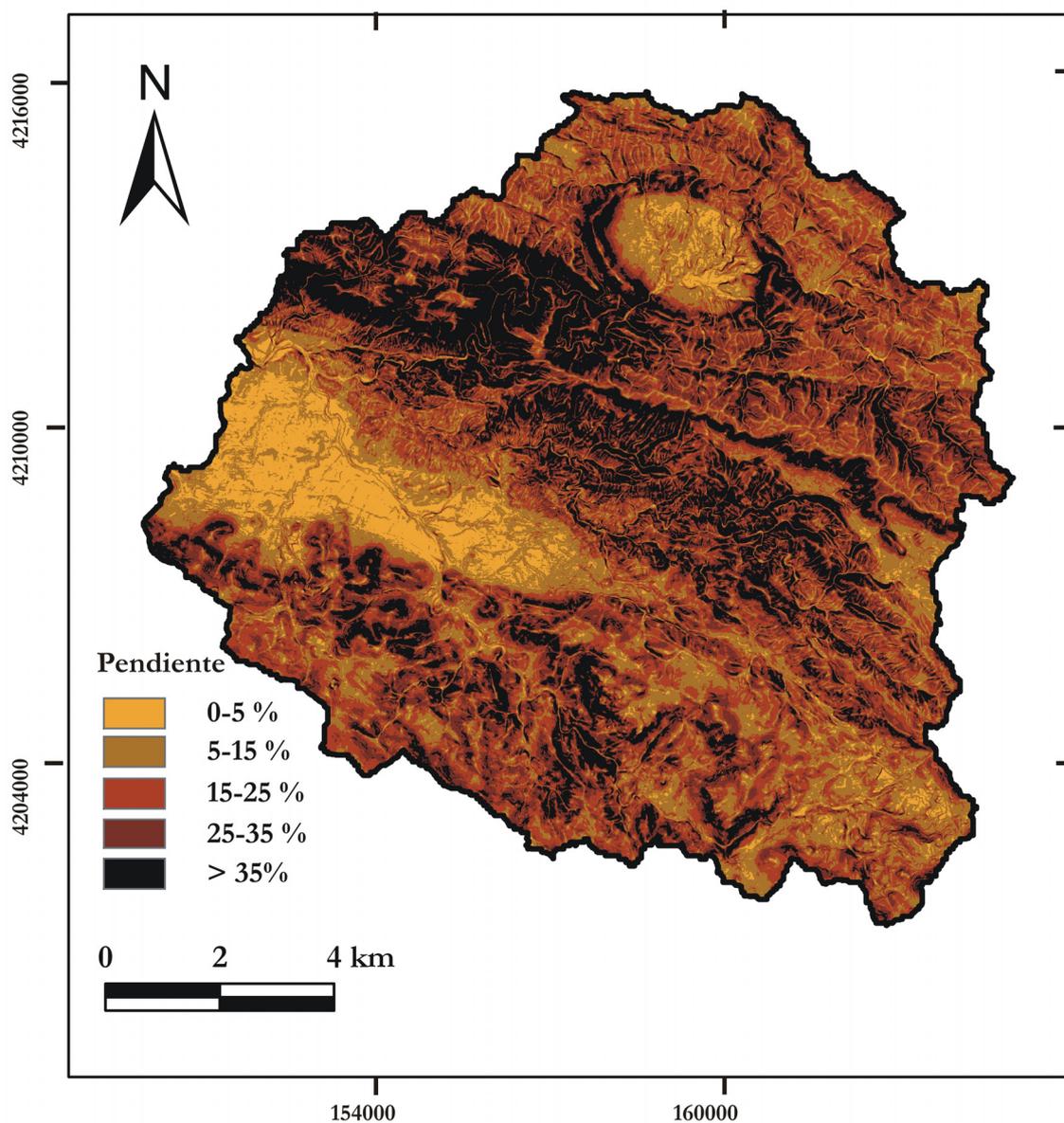


Figura V.24. Mapa de pendientes de la cuenca de los ríos Chanza y Arochete.

El umbral aplicado para la obtención del número final de HRU's es del 5% para el uso del suelo, tipo de suelo y pendiente. El número total de HRU's generadas es de 255.

Respecto a los datos climáticos, se dispuso de tres estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología con datos diarios de precipitación y temperatura mínima y máxima (Fig. V.25). Estos datos se han comprobado y completado por medios estadísticos iguales a los expuestos en el capítulo III de climatología (dos de las estaciones, la 4527 y la 4523E no fueron incluidas en el capítulo III, por estar relativamente alejadas de la cuenca del río Odiel). Para reflejar adecuadamente la precipitación orográfica en la zona, los datos de entrada de precipitación fueron tratados según se expone en el apartado 3.2. Para la obtención de la ETP se utilizó el método de Hargreaves.

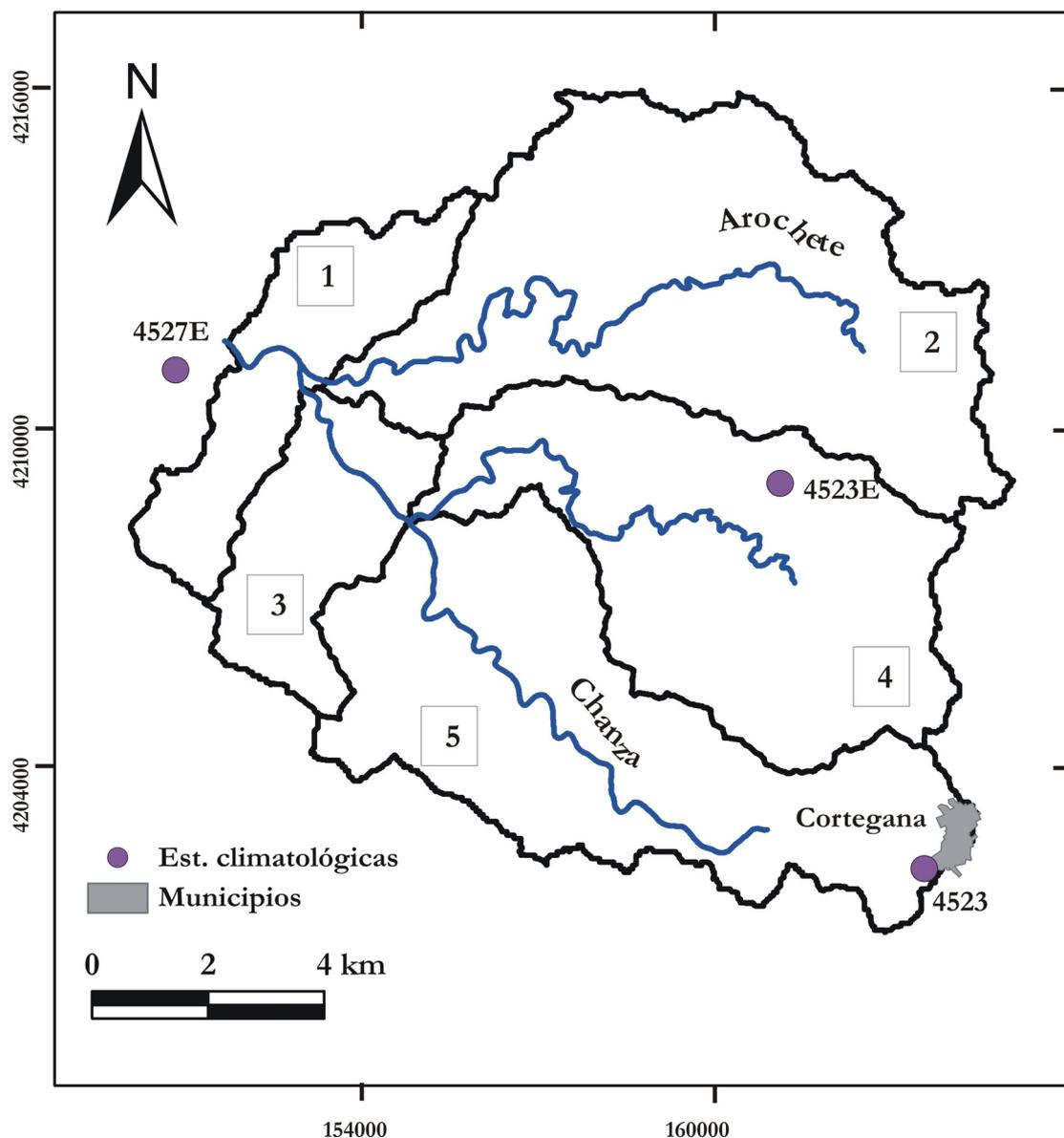


Figura V.25. Ubicación de las estaciones climatológicas en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

2.1.2. Calibración

Para la calibración se utilizaron los datos de caudal diario de las estaciones de aforo 4158 y 4160, situadas sobre la cabecera del río Chanza y del río Arochete, respectivamente. En función de la disponibilidad de los datos (ver apartado II.2.4), para el Chanza se tomó el periodo de calibración de 1980 a 1993, y para el río Arochete de 1980 a 1990.

La simulación con los valores por defecto que establece el programa mostró un mal ajuste con el caudal observado, según indican los valores de los índices estadísticos (Tabla V.18). El valor del NSE es negativo y muy diferente de 1 (especialmente en el río Arochete); además existe una elevada sobreestimación del caudal observado (Tabla V.18).

Tabla V.18. Valores de los índices estadísticos a nivel diario con los valores por defecto de SWAT, en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Índice	Chanza	Arochete
Coefficiente de correlación de Person (r)	0.42	0.41
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	-4.83	-19.85
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	3.02	1.67
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	3.56	4.18

En primer lugar se efectuó una calibración manual de las subcuencas de los ríos Chanza y Arochete, en la que se modificaron las siguientes variables: GW_DELAY, ALPHA_BF, GWQMN, SHALLST, REVAPMN, RCHRG_DP, SURLAG, ESCO, CN2 y SOL_AWC (Tabla V.19).

Tabla V.19. Valor de los parámetros para la calibración manual de las subcuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Parámetro	Chanza	Arochete
GW_DELAY	50	30
ALPHA_BF	0.28	0.75
GWQMN	400	400
GW_REVAP	0.2	0.2
REVAPMN	450	450
SHALLST	300	300
RCHRG_DP	0.7	0.7
SURLAG	0.15	0.15
ESCO	0.01	0.01
CN2	-38%	-44%
SOL_AWC	38%	44%

La presencia de rocas carbonatadas en las subcuencas del Chanza se ve reflejada en los resultados de la calibración; así el ALPHA_BF tuvo un valor de 0.28, que indica la presencia de materiales acuíferos con respuesta lenta a la recarga (Tabla V.19). El valor de esta variable fue superior en la subcuenca del Arochete (0.75), en la que no afloran este tipo de rocas (Fig. V.26).

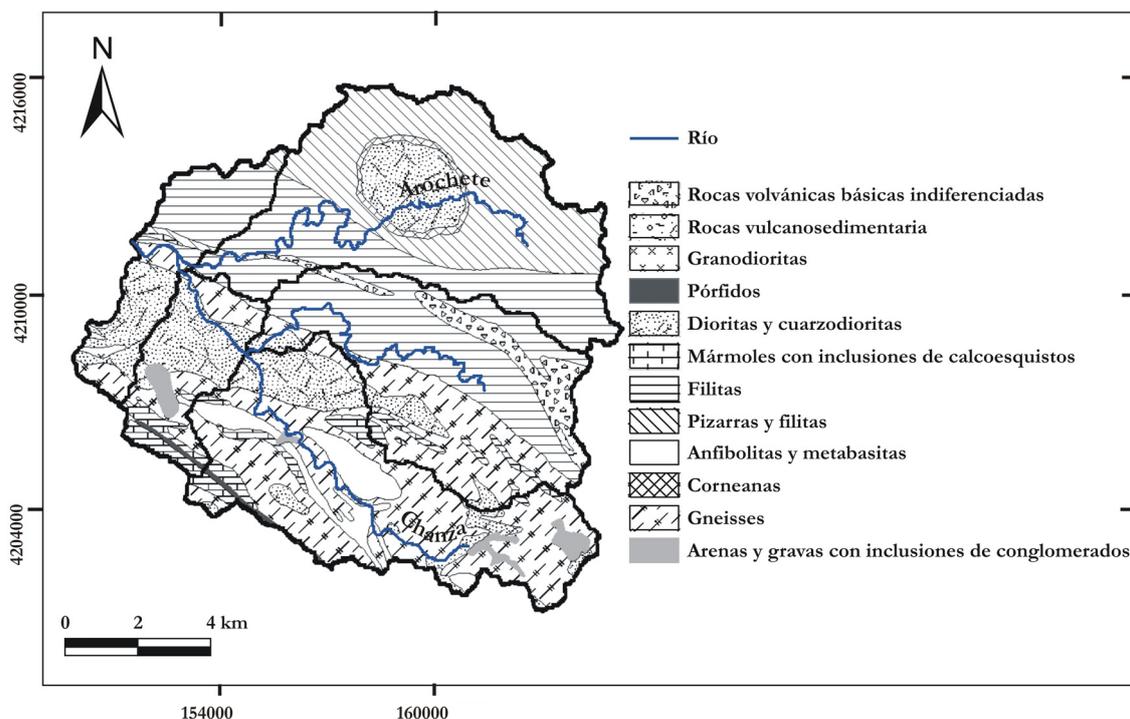


Figura V.26. Litología de la cuenca de los ríos Chanza y Arochete.

El parámetro GW_REVAP fue igual a 0.2 (Tabla V.19), evapotranspirándose así la máxima cantidad de agua del acuífero superficial y regulando el flujo base. El GW_DELAY fue elevado en ambos casos, sobre todo en el Chanza, que tomó un valor de 50, por lo que el acuífero responde lentamente a la recarga. El parámetro SURLAG se redujo a un valor de 0.15 (por defecto tiene un valor de 4), este hecho significa que se retendrá el agua durante más tiempo reduciendo los máximos de caudal (Tabla V.19). ESCO se situó en 0.01 para evaporar la máxima cantidad de agua disponible en el suelo. Pese a que las variables SOL_AWC, CN2 y RCHRG_DP fueron modificadas para regular la escorrentía (Tabla V.19), todavía existe una elevada sobreestimación del caudal observado.

El valor del NSE a nivel diario para la calibración manual fue de 0.52 para el río Chanza y de 0.48 para el río Arochete (Tabla V.20). Mientras que a nivel mensual fueron según Moriasi *et al.* (2007), muy bueno en el río Chanza y satisfactorio en el río Arochete. No

obstante, el caudal observado fue sobreestimado en un 35% y un 57% en el río Chanza y en el río Arochete, respectivamente.

Tabla V.20. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la calibración manual.

Índice	Chanza		Arochete	
	Diario	Mensual	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Person (r)	0.69	0.93	0.77	0.93
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.52	0.84	0.48	0.53
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	0.85	0.27	0.29	0.18
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.35	1.35	1.57	1.57

Para corregir la sobreestimación del caudal observado y mejorar la simulación, se realizó una autocalibración con SWAT-CUP en la que solamente se modificaron los parámetros relativos a las aguas subterráneas: GWQMN, REVAPMN y RCHRG_DP. Estos parámetros regulan la entrada y salida de agua del acuífero; el resto de parámetros permanecieron igual que en la calibración manual. Se introdujo un rango inicial de variación para cada parámetro (Tabla V.21), luego se obtuvo el rango optimizado de cada parámetro y de ahí el valor optimizado. Pese a que en la calibración manual el valor de la variable RCHRG_DP ya fue elevado, en la autocalibración con SWAT-CUP esta variable se incrementó aún más su valor.

Tabla V.21. Valor del rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT-CUP en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Parámetro	Rango inicial	Chanza		Arochete	
		Rango optimizado	Valor optimizado	Rango optimizado	Valor optimizado
GWQMN	0 - 500	163 - 491	327.5	173 - 522	522
REVAPMN	0 - 500	203 - 612	407.5	181 - 544	544
RCHRG_DP	0 - 1	0.40 - 1	0.815	0.45 - 1	0.91

El valor de P para el río Chanza fue de 0.43, e indica que el 43% de los datos observados están acotados dentro del 95PPU, y para el río Arochete fue de 0.54. El R fue igual a 0.34 y 0.79 para el río Chanza y el río Arochete, respectivamente. Los índices estadísticos obtenidos (Tabla V.22) a nivel mensual se consideran muy buenos para ambos ríos según Moriasi *et al.* (2007). La desviación del volumen de escorrentía (DV) en el río Chanza indica una sobreestimación del caudal observado de un 19%, y en el río Arochete tan sólo del 8%.

Tabla V.22. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la calibración con SWAT-CUP, de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.

Índice	Chanza		Arochete	
	Diario	Mensual	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Person (r)	0.75	0.94	0.79	0.91
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.57	0.84	0.61	0.82
Error cuadrático medio (RMS, m^3/s)	0.85	0.27	0.26	0.11
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.19	1.19	1.08	1.08

En las Figuras V.27 y V.28, se muestra la evolución del caudal diario para el periodo de calibración con SWAT-CUP en los ríos Chanza y Arochete. Se observa la mala calidad de los datos de aforo del río Chanza. El hidrograma tiene continuos escalones y mesetas debido a valores fijos de caudal que se repiten constantemente; este hecho dificulta la labor de calibración en este punto. Los caudales observados descienden más rápidamente que lo simulados, y los caudales simulados se mantienen algo más elevados en épocas de estiaje. Los años 1988/89 y 1989/90 poseen un mejor ajuste.

Durante el periodo 1991/93 los caudales simulados poseen máximos de caudal y decrecidas más bruscas; incluso el río se seca completamente mientras que el caudal observado se mantiene en torno a $0.01 m^3/s$ (esta estación de aforo no registra caudales por debajo de $0.01 m^3/s$).

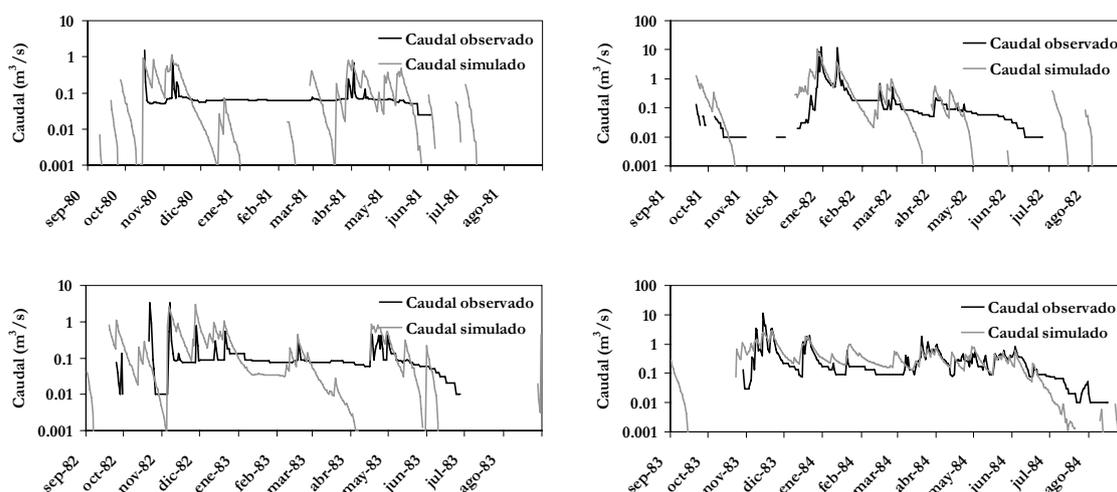


Figura V.27. Evolución del caudal diario observado y simulado para el periodo de calibración del río Chanza.

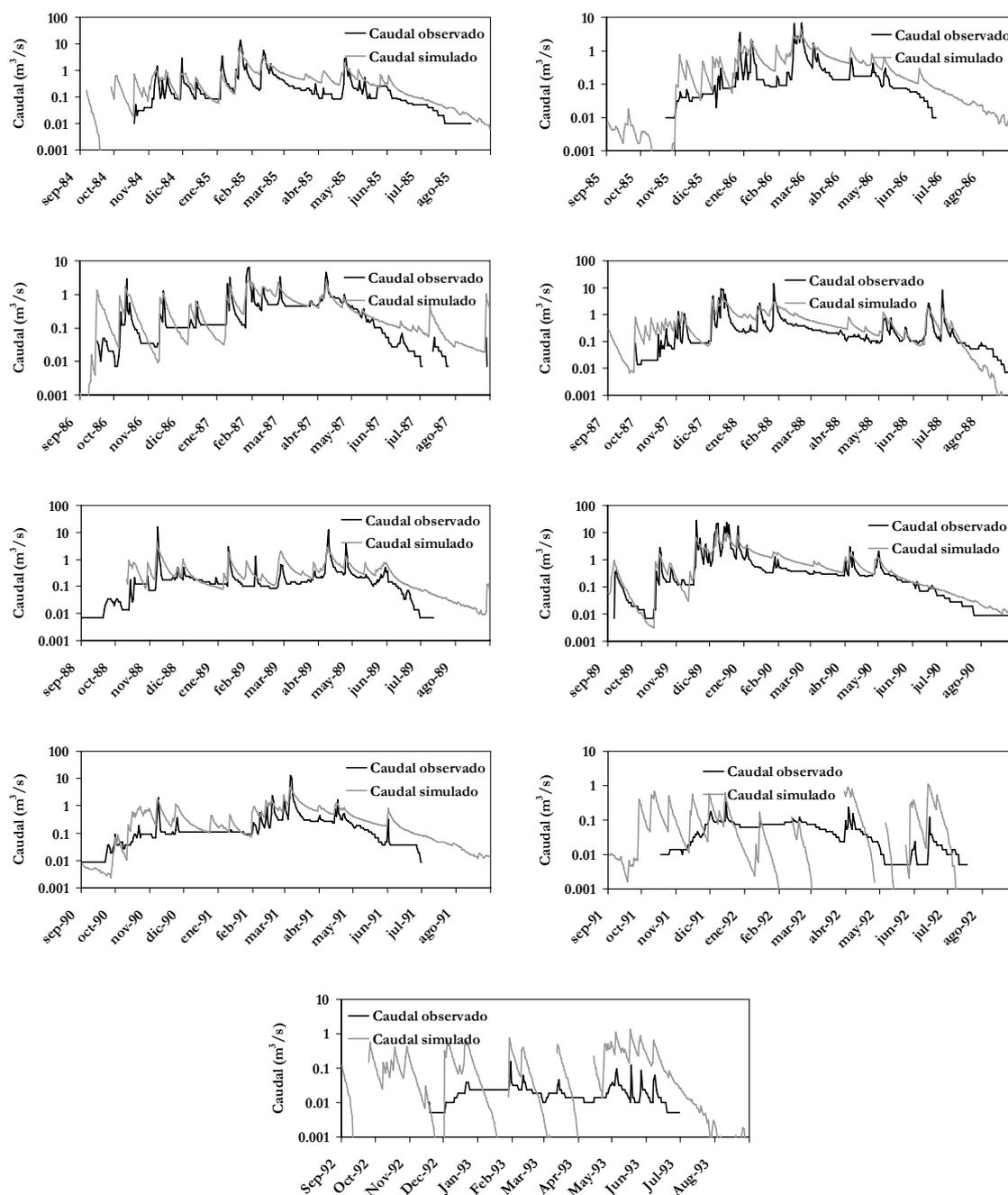


Figura V.27. Continuación.

En el río Arochete ocurre lo contrario (Fig. V.28). Así el caudal simulado desciende más rápidamente que el observado, y el caudal observado en épocas de estiaje se mantiene por encima del simulado. Al igual que en el río Chanza, también existen mesetas y escalones en el hidrograma del caudal observado.

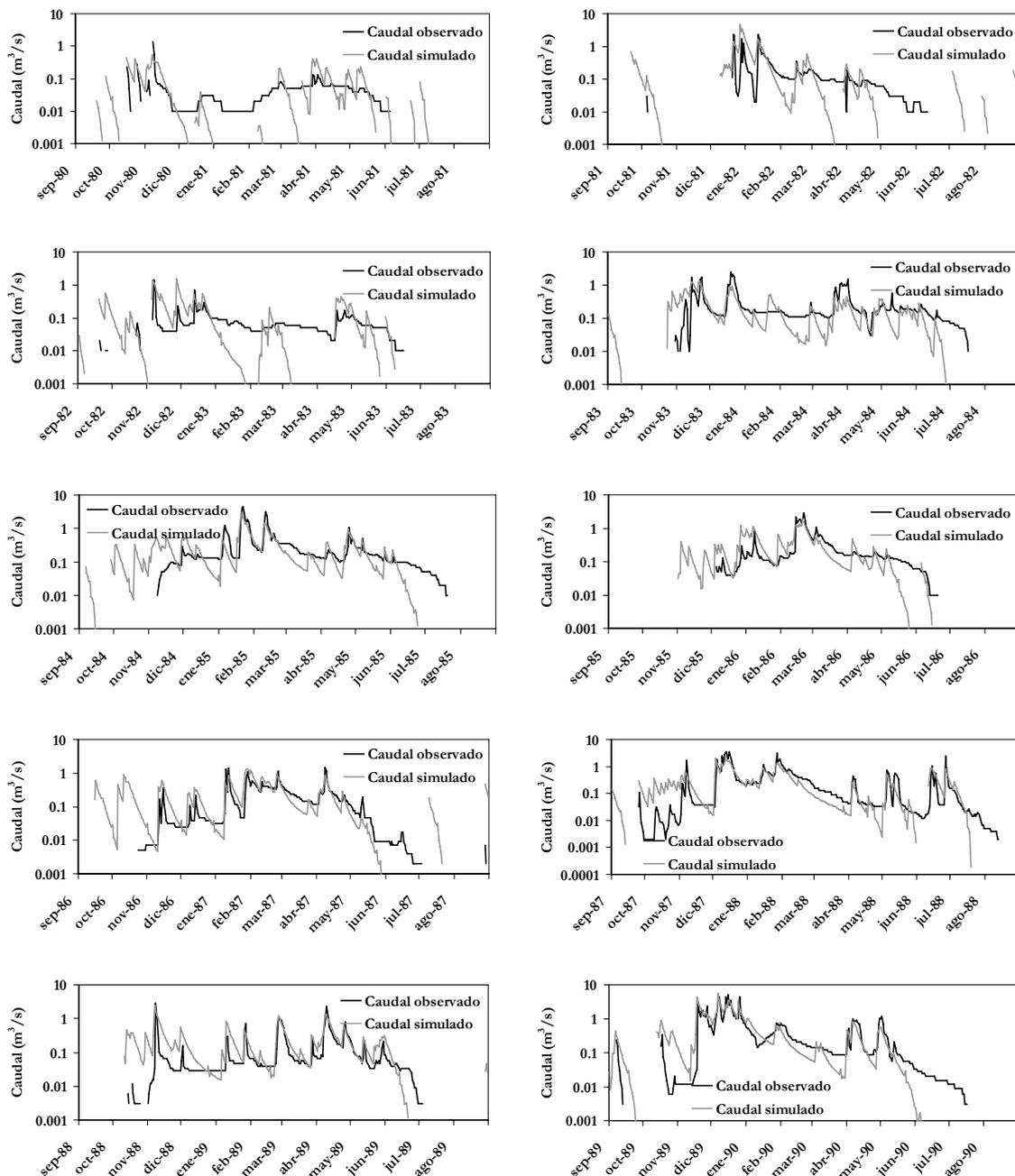


Figura V.28. Evolución del caudal diario observado y simulado para el periodo de calibración del río Arochete.

El elevado valor del parámetro RCHRG_DP se produjo en ambos ríos sin razón aparente, pues en la zona existen pequeños acuíferos de afloramientos de roca carbonatada (Fig. V.26), sobre todo en la parte sur de la subcuenca del Chanza, pero no en el resto de la cuenca. De este modo no justificación para la salida mediante flujo profundo de un caudal importante hacia otras cuencas.

El caudal específico calculado con los datos de aforo en los ríos Chanza y Arochete fue de 4 y 3 L/s km² respectivamente (Capítulo IV.3). Si estos valores se comparan con los calculados en las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente (10.5 y 9.38 L/s km² respectivamente), ambas muy cercanas y con características similares, se comprueba que los caudales específicos de los ríos Chanza y Arochete son muy bajos. Esto explicaría la necesidad de aumentar el valor de la variable RCHRG_DP, y así incrementar las salidas del acuífero superficial al subterráneo; ya que estas salidas son consideradas pérdidas del sistema y por lo tanto es una manera de regular el exceso de caudal.

2.1.3. Validación

Para la validación se reservó el periodo de 1994 a 2005 para el río Chanza y de 1991 a 1999 para el río Arochete. En el periodo de validación, el NSE a nivel diario para el río Chanza fue de 0.5 mientras que para el río Arochete fue de 0.22. A nivel mensual el NSE según Moriasi *et al.* (2007) es bueno en el río Chanza y satisfactorio en el río Arochete (Tabla V.23). La desviación del volumen de escorrentía reflejó una sobreestimación del caudal observado del 14% y del 17% para el río Chanza y el río Arochete respectivamente.

Tabla V.23. Valores de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la validación de la cuenca de los ríos Chanza y Arochete.

Índice	Chanza		Arochete	
	Diario	Mensual	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Person (r)	0.71	0.86	0.48	0.75
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.50	0.74	0.22	0.52
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	0.77	0.36	0.78	0.29
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.14	1.14	1.17	1.17

En las Figuras V.29 y V.30 se puede ver la representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas para el periodo de validación de los ríos Chanza y Arochete. El río Chanza presenta un mejor ajuste. En ambos casos las diferencias entre los valores simulados y los observados aumentan para aportaciones inferiores a 0.1 hm³/año.

El río Arochete, tiene peor ajuste entre el caudal observado y simulado, sobre todo en los años 1992/93, 1994/95 y 1996/97, en los que el caudal simulado está por encima del observado; por ejemplo en noviembre del 1997 se da un máximo de aportación observada de 9.27 hm³, mientras que el valor simulado es de 2.69 hm³ (Fig. V.30).

En las Figuras V.31 y V.32 se puede ver con más detalle las diferencias destacadas en el gráfico de aportación mensual simulada y observada (Figs. V.29 y V.30).

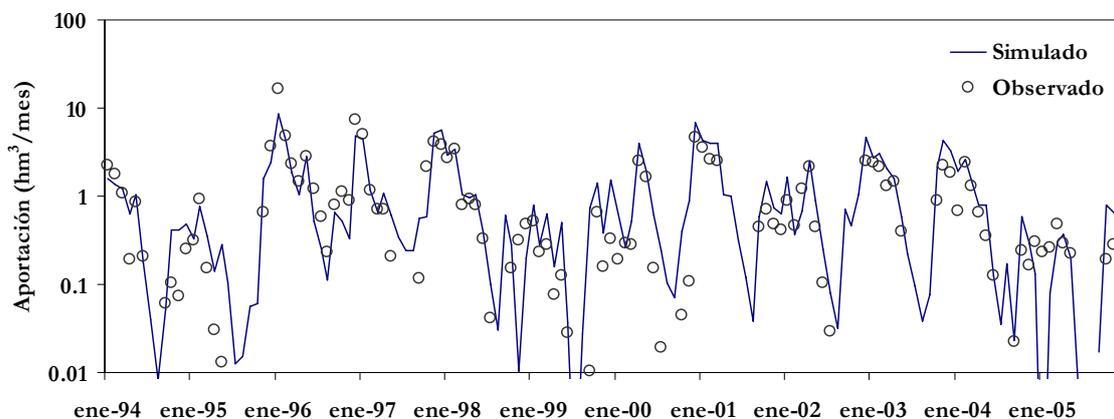


Figura V.29. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas, para el periodo 1994/2005 en el río Chanza.

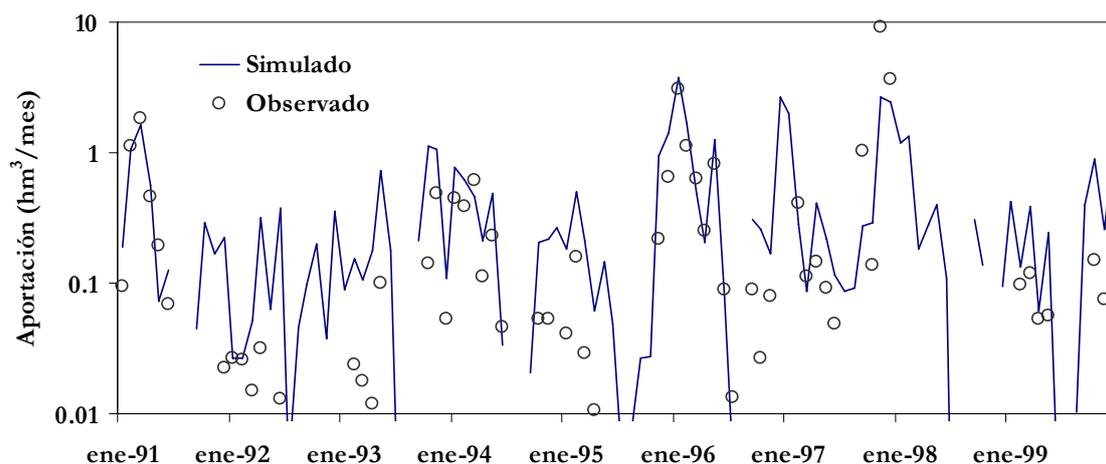


Figura V.30. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas, para el periodo 1991/1999 en el río Arochete.

Aunque el ajuste conseguido en el río Chanza se considera bueno, debido a que los datos de estas estaciones de aforo parecen erróneos, como muestra el bajo valor del caudal específico, no se ha realizado el balance hídrico. También se descarta la utilización de los valores obtenidos de los parámetros de calibración para aplicarlos en las subcuencas septentrionales de la cuenca del río Odiel.

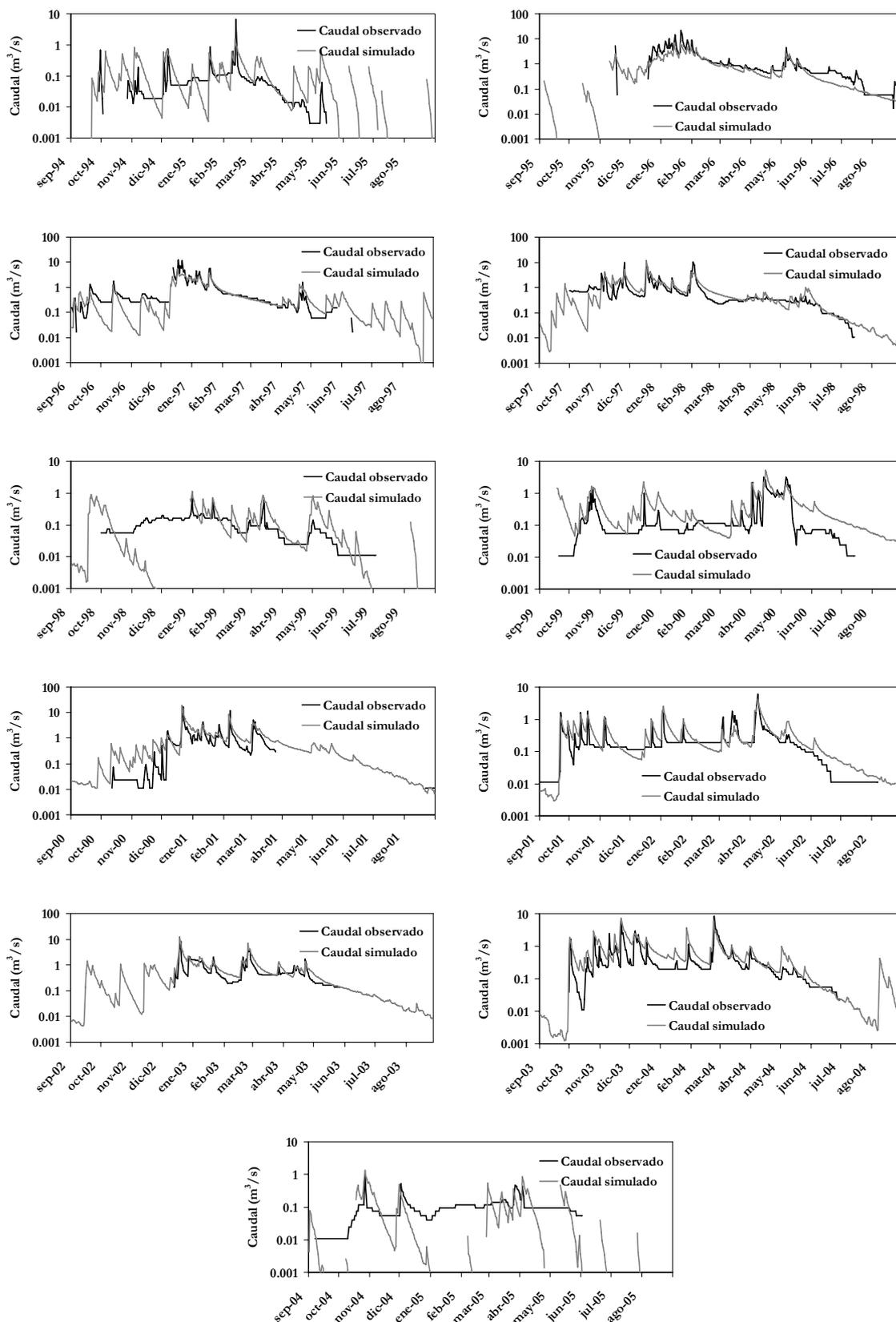


Figura V.31. Evolución del caudal diario y simulado, para el periodo de validación en el río Chanza.

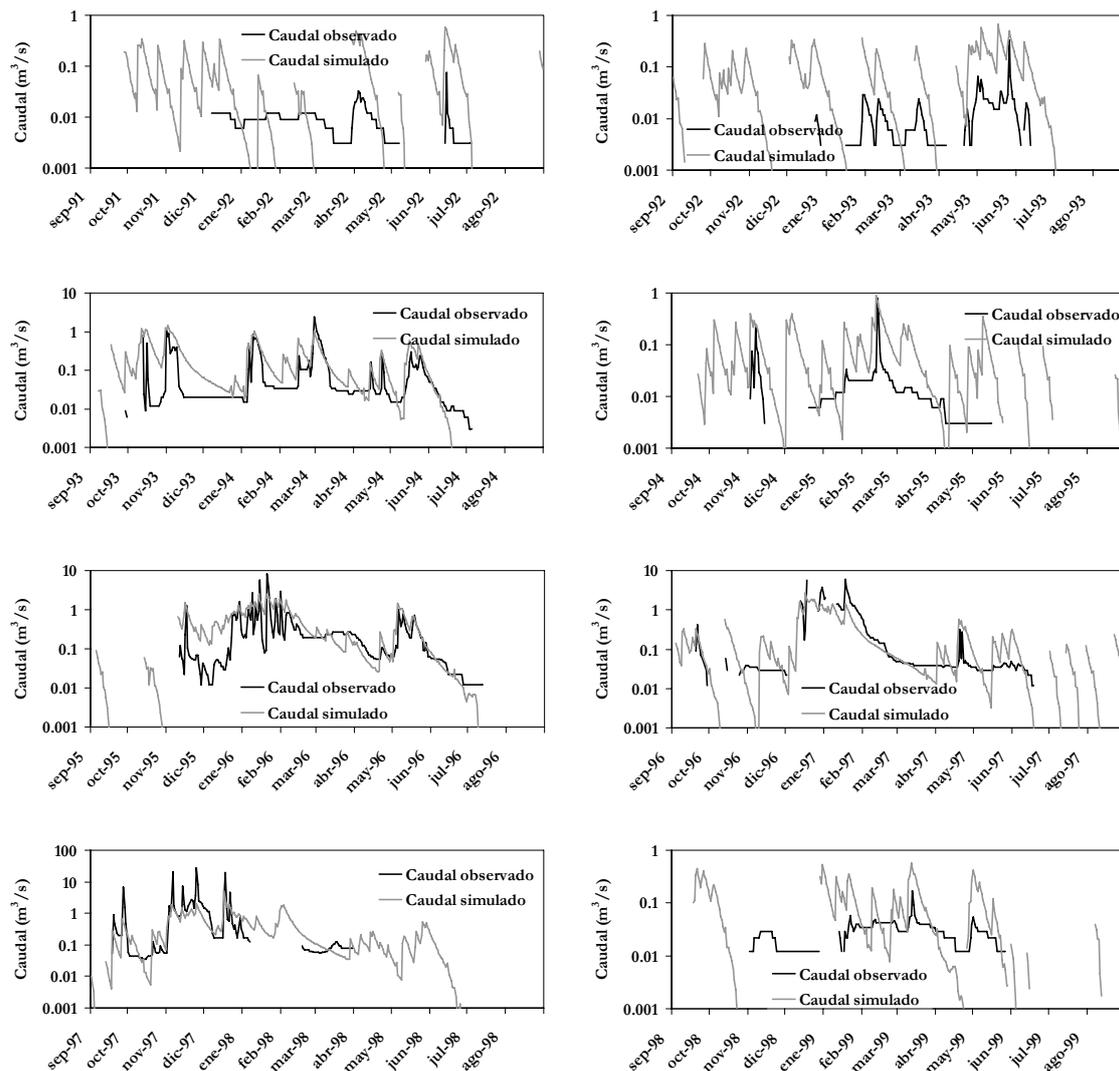


Figura V.32. Evolución del caudal diario y simulado, para el periodo de validación en el río Arochete.

2.2. CABECERA DE LOS RÍOS MÚRTIGAS Y CALIENTE

2.2.1. Datos de entrada

Las mayores alturas se encuentran en el sur de la cuenca (Fig. V.33). La cuenca del río Múrtigas tiene una cota máxima de 957 m, una cota mínima de 400 m y una cota media de 648 m. Aproximadamente el 86% de su superficie se encuentra entre 400 y 700 m de altitud; las cotas superiores a 800 metros representan el 8.5 % de la superficie de la cuenca (Fig. V.34 y Tabla V.24).

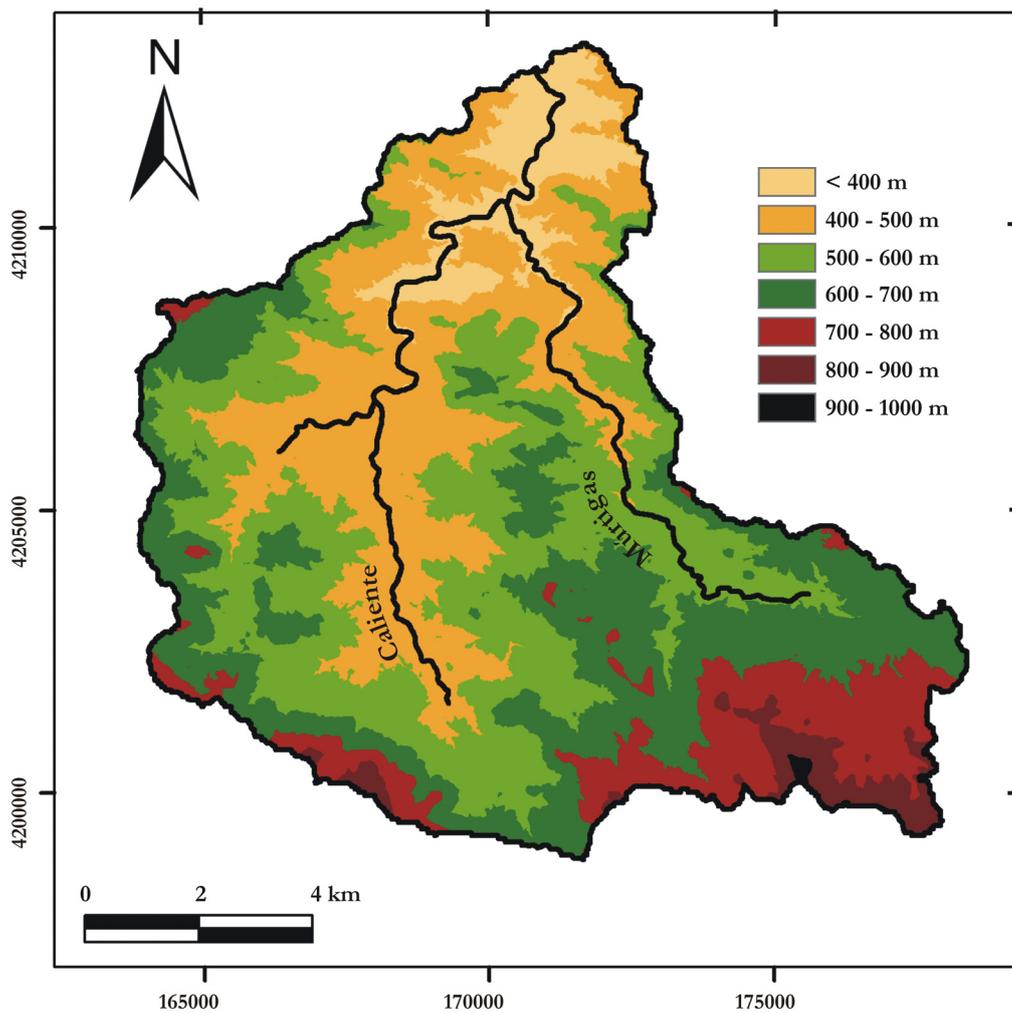


Figura V.33. Mapa de elevación de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

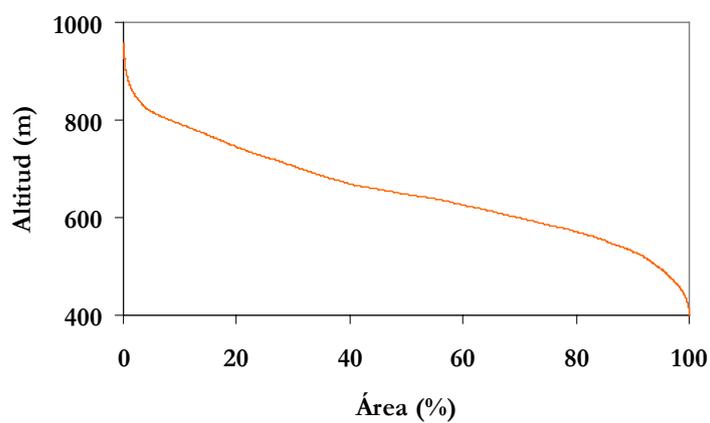


Figura V.34. Curva hipsométrica de la cuenca del río Múrtigas.

La distribución hipsométrica de la cuenca del río Múrtigas es la que se expone en la Tabla V.24:

Tabla V.24. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Múrtigas.

Altitud (m)	Superficie (km ²)	Superficie (%)
400 - 500	1.9	5.4
500 - 600	8.6	24.4
600 - 700	13.5	38.4
700 - 800	8.2	23.3
800 - 900	2.8	8.0
> 900	0.2	0.5

En la cuenca del río Caliente, la cota máxima en la cuenca alcanza los 912 m, mientras que la mínima es de 363 m y la altitud media de 549 m (Fig. V.35). Aproximadamente el 93% de la superficie de la cuenca se encuentra entre 400 y 700 m; las altitudes superiores a 800 m sólo representan el 1.2% de la superficie de la cuenca (Tabla V.25).

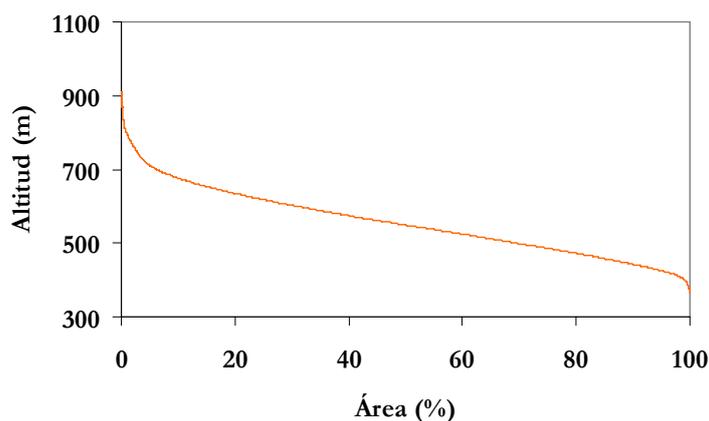


Figura V.35. Curva hipsométrica de la subcuenca del río Caliente.

Tabla V.25. Distribución hipsométrica del la cuenca del río Caliente.

Altitud (m)	Superficie (km ²)	Superficie (%)
< 400	0.5	0.8
400 - 500	18.7	29.3
500 - 600	24.6	38.5
600 - 700	15.9	24.8
700 - 800	3.5	5.4
800 - 900	0.6	0.9
> 900	0.0	0.3

La sección de cierre de esta cuenca formada por los ríos Múrtigas y Caliente se establece justo después de la confluencia de dichos ríos. Introduciendo en SWAT un área umbral de 800 ha, e incluyendo como outlets las estaciones de aforo de los ríos Múrtigas y Caliente, se

obtiene un total de 7 subcuencas (Fig. V.36 y Tabla V.26). Hasta las estaciones de aforo correspondientes, la cuenca del río Múrtigas tiene una superficie de 35.2 km², mientras que la del río Caliente es de 63.8 km². Los datos oficiales de la superficie de la cuenca hasta las estaciones de aforos es de 43 y 67 km², respectivamente (ver apartado II.2.4).

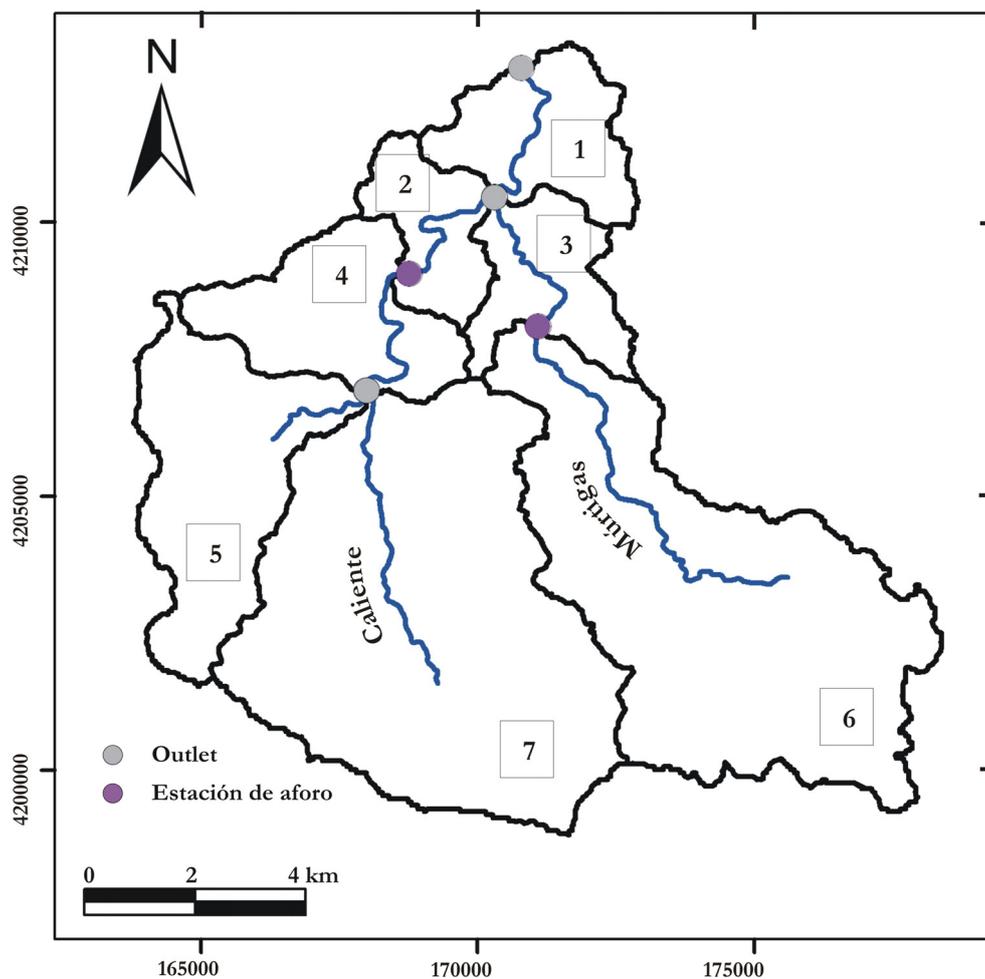


Figura V.36. Mapa de subcuencas de los ríos Múrtigas y Caliente, outlets y estaciones de aforo.

Tabla V.26. Número y superficie de las subcuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

Subcuenca	Superficie (km ²)
1	7.6
2	5.3
3	6.4
4	9.9
5	14.5
6	35.2
7	39.5

Los usos mayoritarios del suelo en el conjunto de estas cuencas son el bosque (43.4 % de la superficie de la cuenca), zona agrícola (22.6 %), y pastizal (15.3 %) (Figura V.37 y Tabla V.27).

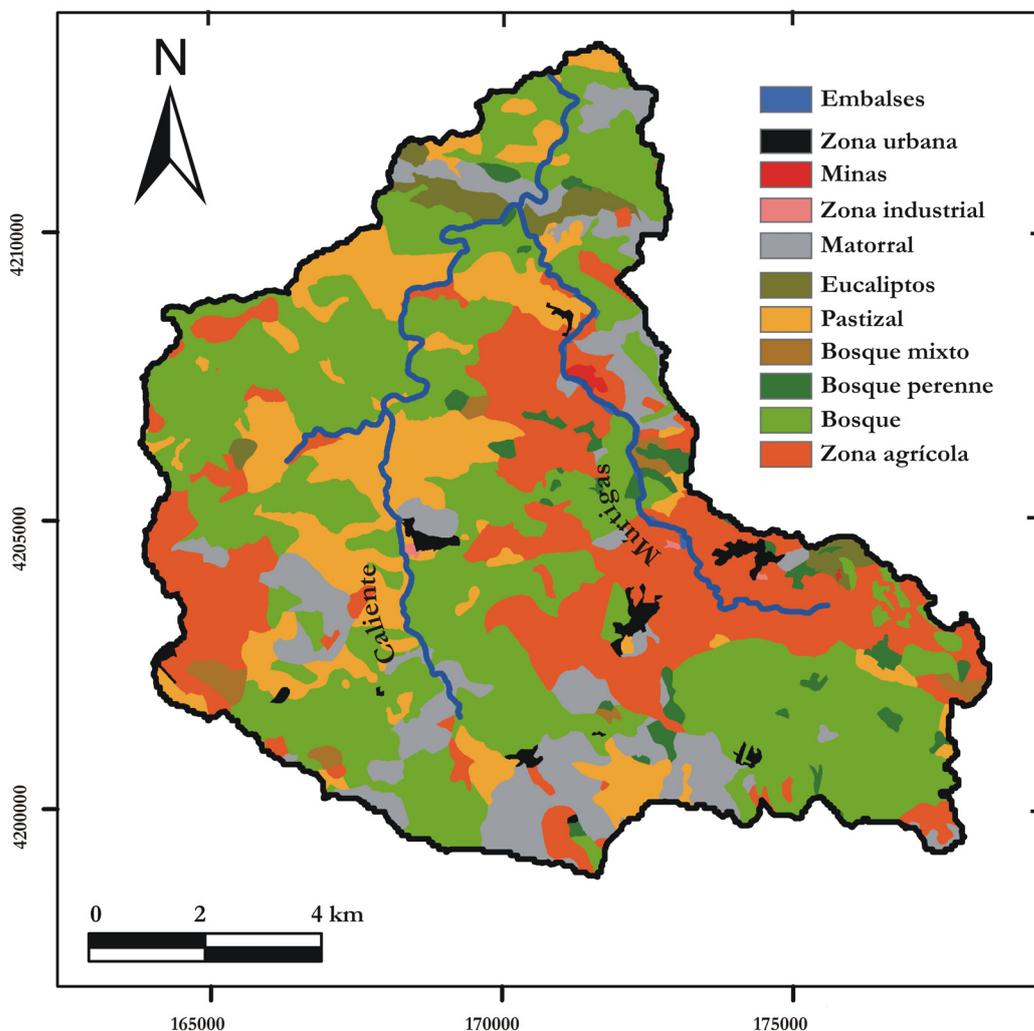


Figura V.37. Mapa de uso del suelo de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

Tabla V.27. Usos del suelo en las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

Uso del suelo	Área (km ²)	Área (%)
Zona Agrícola	26.8	22.6
Bosque	51.4	43.4
Bosque perenne	2.6	2.2
Bosque mixto	1.3	1.1
Pastizal	18.1	15.3
Eucaliptos	2.4	2.0
Matorral	13.6	11.5
Zona industrial	0.1	0.1
Minas	0.2	0.2
Zona urbana	1.4	1.2
Embalses	0.4	0.4

Se han diferenciado en la cuenca 12 unidades edafológicas (Fig. V.38 y Tabla V.28). Los suelos predominantes con un 41.5 % de la superficie de la cuenca son la clase 6, del orden Alfisol (según la clasificación Soil Taxonomy).

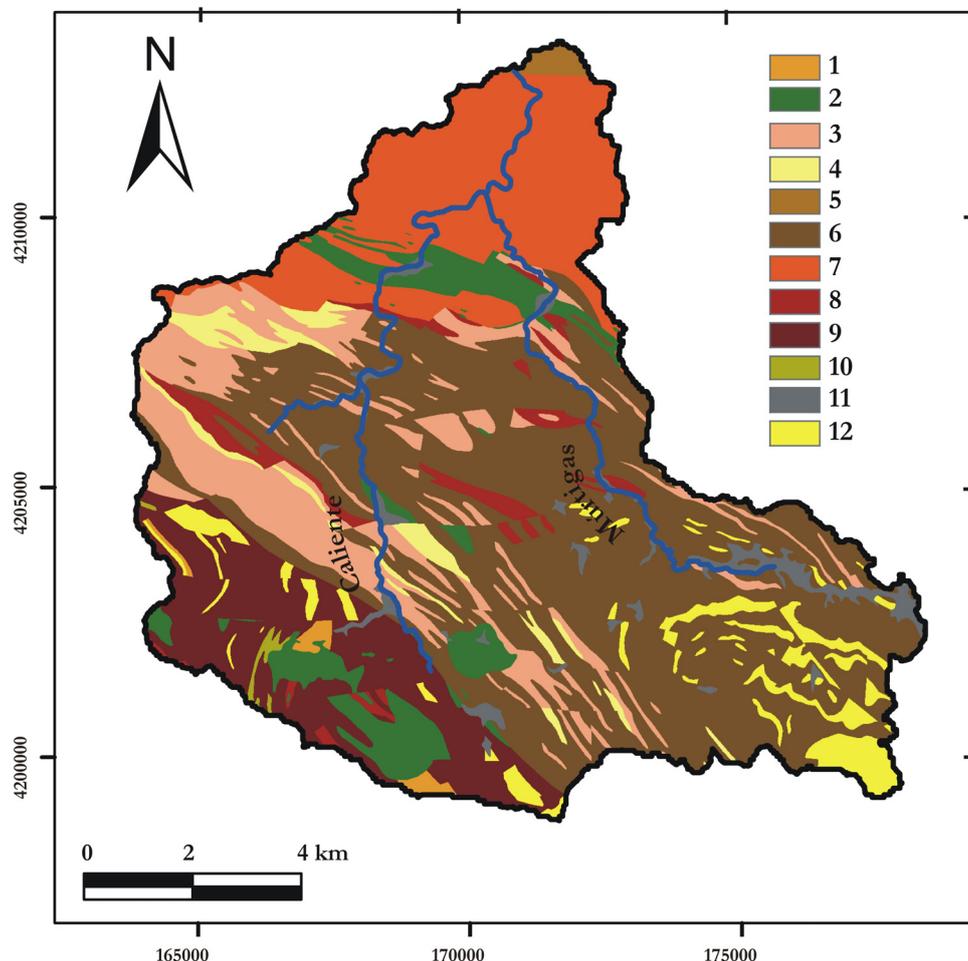


Figura V.38. Mapa de tipos de suelo de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

Tabla V.28. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.38 (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).

Código	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Superficie (%)	0.6	6.4	12.6	2.5	0.5	41.5	15.0	2.8	10.6	0.2	2.8	4.6
Profundidad (cm)	103	85.0	75.0	105	67.0	82.0	68.0	96.0	123	101	161	108
CAD (% vol.)	0.11	0.14	0.13	0.14	0.15	0.14	0.15	0.15	0.12	0.12	0.08	0.14
Mat. Fino (%)	91.6	96.3	58.1	43.0	58.9	59.4	55.9	72.6	83.8	80.8	98.2	78.2
Arcillas (%)	19.1	17.1	23.8	15.2	28.7	21.9	23.1	23.3	19.5	15.0	6.7	13.9
Limos (%)	24.2	44.4	31.4	44.9	41.3	40.5	44.2	47.0	28.2	32.4	10.6	43.9
Arenas (%)	56.7	38.5	44.8	39.9	30.0	37.7	32.7	29.7	52.4	52.6	82.8	42.2
Mat. Orgánica (%)	2.7	2.3	2.1	4.7	2.4	1.7	5.1	2.9	2.7	1.6	1.2	2.2
CHS 10 cm (cm/h)	8.6	1.6	2.6	5.7	1.3	2.9	2.3	1.3	2.6	1.7	23.7	1.6
CHS 50 cm (cm/h)	3.4	0.2	0.8	0.9	0.3	0.8	0.8	0.3	0.5	1.3	16.8	0.7
DA (gr/cm ³)	1.4	1.3	1.4	1.3	1.3	1.3	1.2	1.3	1.4	1.4	1.5	1.3
Grupo hidrológico	C	C	C	C	D	C	C	D	C	C	B	C

En la Figura V.39 se representa el mapa de pendientes de la cuenca. En él se ve como aproximadamente el 50% de la superficie de la cuenca se encuentra en el rango de pendiente comprendido entre 15% y 35%, y un 29% supera el 35% de pendiente (Tabla V.29).

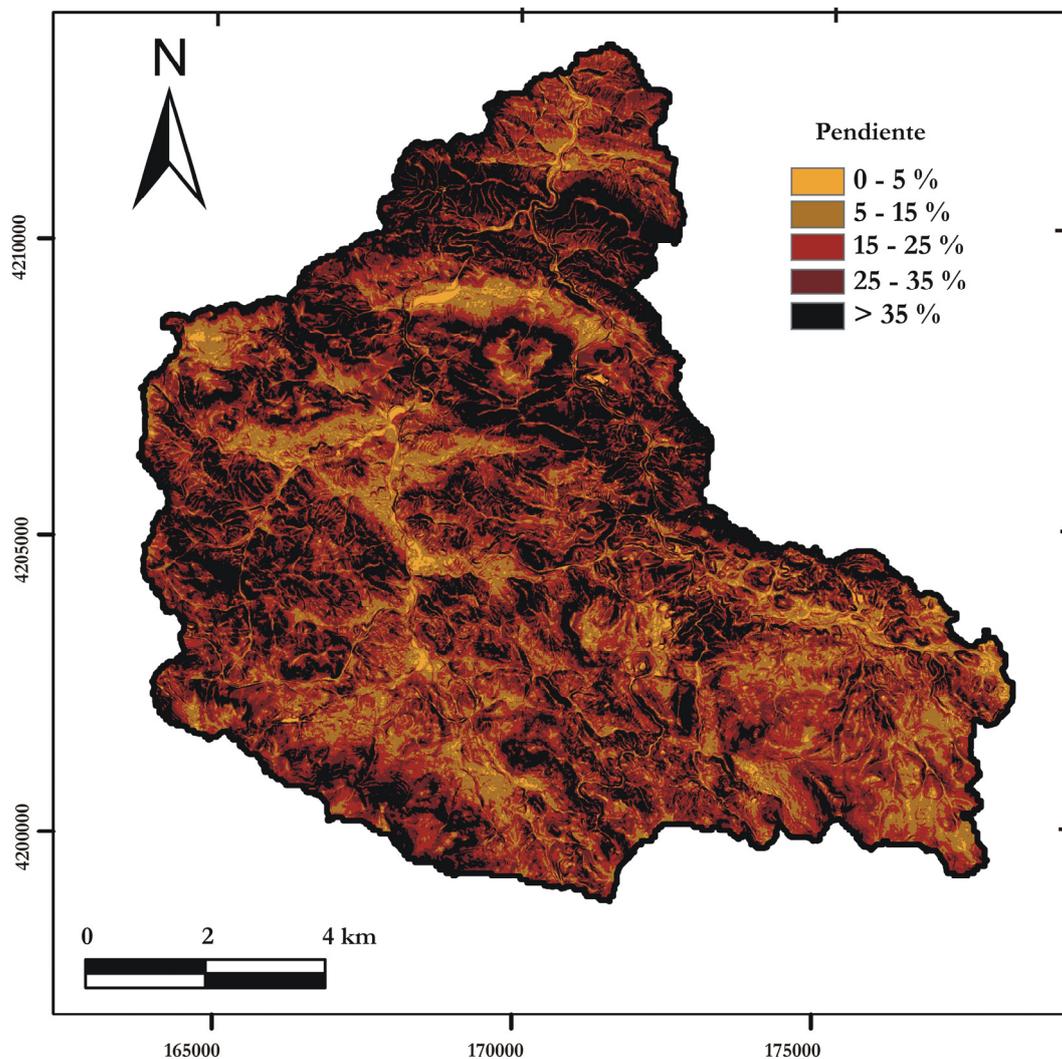


Figura V.39. Mapa de pendientes de la cuenca de los ríos Múrtigas y Caliente.

Tabla V.29. Rango de pendientes y porcentaje de superficie de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

Rango de pendiente	Superficie (%)
0 - 5	2.4
5 - 15	18.1
15 - 25	25.7
25 - 35	25.2
> 35	28.6

Considerando un umbral del 5% para el uso del suelo, tipo de suelo y pendiente se obtuvo un total de 304 HRU's.

Respecto a los datos climáticos, se dispone de datos diarios de precipitación en cuatro estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (Fig. V.40); solo dos de ellas tienen datos de temperatura mínima y máxima (las estaciones 4515 y 4563). Con el fin de representar la precipitación orográfica de la cuenca, los datos de entrada de precipitación fueron tratados con el método desarrollado en el apartado 3.2. La ETP se calculó mediante el método de Hargreaves (Hargreaves, 1975; Neitsch *et al.*, 2005b).

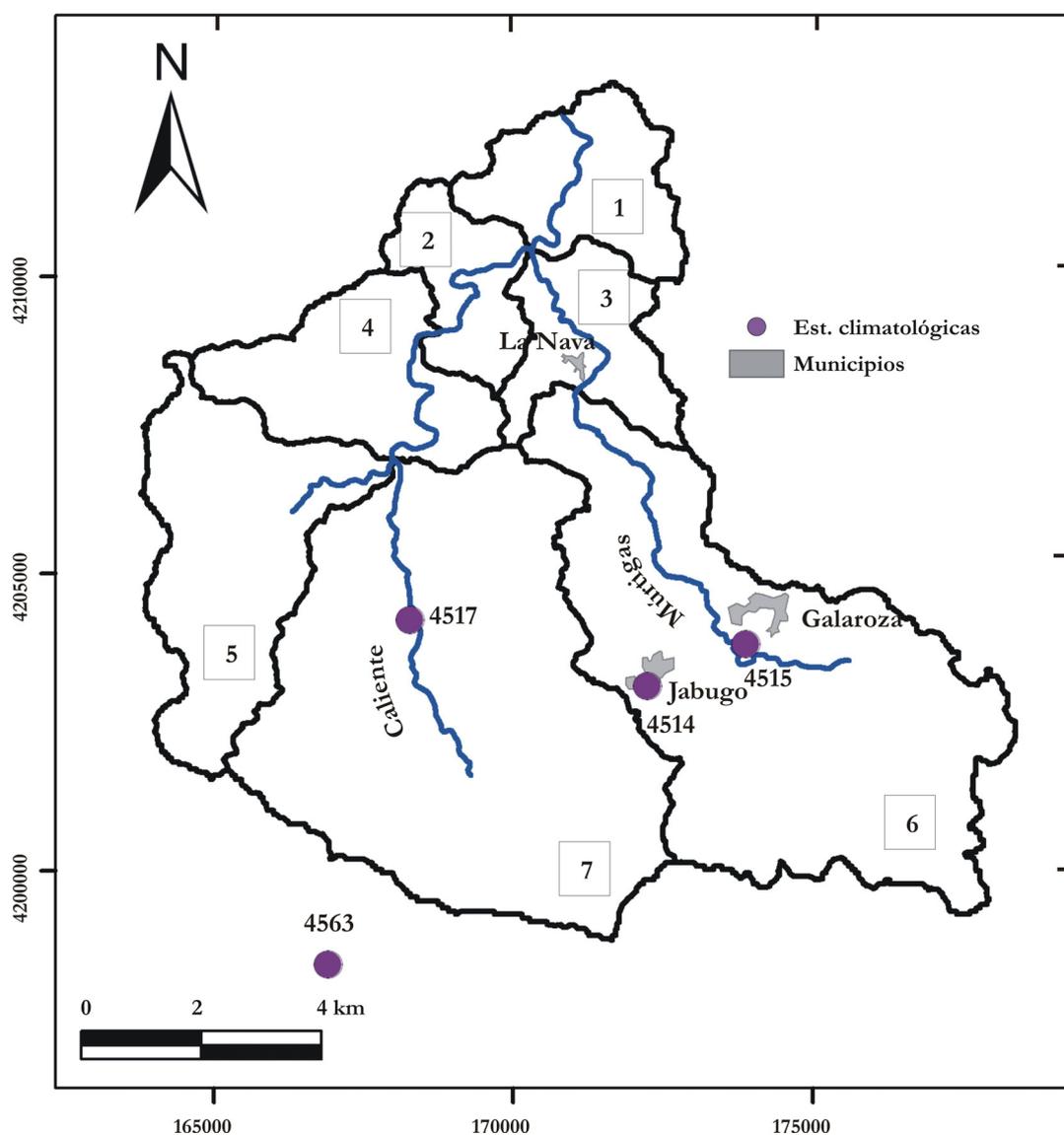


Figura V.40. Ubicación de las estaciones climatológicas en las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

2.2.2. Calibración

Para la calibración se usaron los datos de caudal diario de las estaciones de aforo 4156 y 4157, localizadas sobre la cabecera de los ríos Múrtigas y Caliente, respectivamente. De acuerdo con la disponibilidad de los datos (ver apartado II.2.4), para el río Múrtigas se utilizará el periodo de 1980 a 1988, y para el río Caliente el periodo de 1980 a 1985.

Para los valores de los parámetros por defecto de SWAT, los índices estadísticos mostraron un mal ajuste entre el caudal simulado y el observado (Tabla V.30). El NSE tomó valores negativos y se alcanzó una sobreestimación del caudal observado del 24% en el caso del río Múrtigas y del 20% en el río Caliente.

Tabla V.30. Valores de los índices estadísticos en los ríos Múrtigas y Caliente, obtenidos a partir de los valores por defecto de SWAT.

Índice	Múrtigas	Caliente
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.36	0.37
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	-0.67	-0.28
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	1.98	2.51
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.24	1.20

En el río Múrtigas se realizó una calibración manual en la que se modificaron las variables: GW_DELAY, ALPHA_BF, GWQMN, GW_REVAP, REVAPMN, SURLAG, CN2 y SOL_AWC (Tabla V.31). Posteriormente se hizo una autocalibración con SWAT-CUP; sin embargo no se obtuvo ninguna mejora en la simulación, por lo que en la Tabla V.31 solo se recogen los valores de las variables obtenidos de la calibración manual.

La calibración del río Caliente se hizo directamente con SWAT-CUP, porque en la calibración manual no se consiguió un ajuste aceptable con el caudal observado. En la calibración del río Arochete con SWAT-CUP se modificaron las siguientes variables: GW_DELAY, ALPHA_BF, GWQMN, GW_REVAP, REVAPMN, RCHRG_DP, SURLAG, ESCO, CN2 y SOL_AWC. Para la calibración con SWAT-CUP se introdujo un rango inicial de variación para cada parámetro, estos rangos se recogen en la Tabla V.31, luego se obtuvo el rango optimizado de cada parámetro y a continuación el valor optimizado (Tabla V.31).

Tabla V.31. Parámetros de la calibración manual para el río Múrtigas y rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT-CUP para el río Caliente.

Parámetro	Múrtigas		Caliente	
	Valor parámetros	Rango inicial	Rango optimizado	Valor optimizado
v_GW_DELAY	41	0 - 100	48.1 – 93.7	49.2
v_ALPHA_BF	0.2	0 - 1	0.31 – 0.82	0.61
v_GWQMN	150	0 - 500	104.2 – 227.9	179
v_GW_REVAP	0.055	0.02 - 0.2	0.06 – 0.14	0.098
v_REVAPMN	30	0 - 500	155 – 297	266
v_RCHRG_DP	-	0 - 1	0.13 – 0.42	0.14
v_SURLAG	0.15	1 - 4	2.86 – 4.33	3.29
v_ESCO	-	0.01 - 1	0.30 – 0.87	0.71
r_CN2	- 25%	-30 % - 30%	- 38% - -11%	-27%
r_SOL_AWC	20%	-30 % - 30%	-44% - -12%	-38%

La letra v al principio del parámetro significa que el valor existente debe ser sustituido por el valor optimizado y la r que el valor existente se debe de multiplicar por $1 \pm$ el valor optimizado.

El parámetro P presentó un valor de 0.44 para el río Caliente, indicando que tan sólo el 44% de los datos observados estaban acotados dentro del 95PPU; el valor de R fue de 0.19. La desviación de los volúmenes de escorrentía fue próxima a 1 en ambos casos, lo que reflejó la semejanza entre la aportación total simulada y observada. A nivel mensual el valor del NSE es de 0.61 y 0.56 para los ríos Múrtigas y Arochete, respectivamente (Tabla V.32); estos valores son considerados satisfactorios según Moriasi *et al.* (2007).

Tabla V.32. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la calibración para los ríos Múrtigas y Caliente.

Índice	Múrtigas		Caliente	
	Diario	Mensual	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.56	0.81	0.50	0.74
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.28	0.61	0.25	0.56
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	1.06	0.34	2.00	0.53
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.04	1.05	0.98	0.98

El parámetro ALPHA_BF alcanza un valor de 0.2 en el río Múrtigas, e indica que el acuífero responde lentamente a la precipitación, como refleja la mayor extensión de los materiales acuíferos en esta subcuenca (Fig. V.41); en el río Caliente el ALPHA_BF es igual a 0.61 (Tabla V.31). El GWQMN es de 150 en el río Múrtigas y de 179.05 en el río Caliente; mientras que el REVAPMN es de 30 y de 266, respectivamente. Estas dos variables sirven para regular las salidas del acuífero superficial (Tabla V.31). El GW_DELAY es bastante similar en ambos ríos. La variable RCHRG_DP tomó su valor por defecto en el río Múrtigas (0.2), mientras que en el río Caliente es algo menor (0.14).

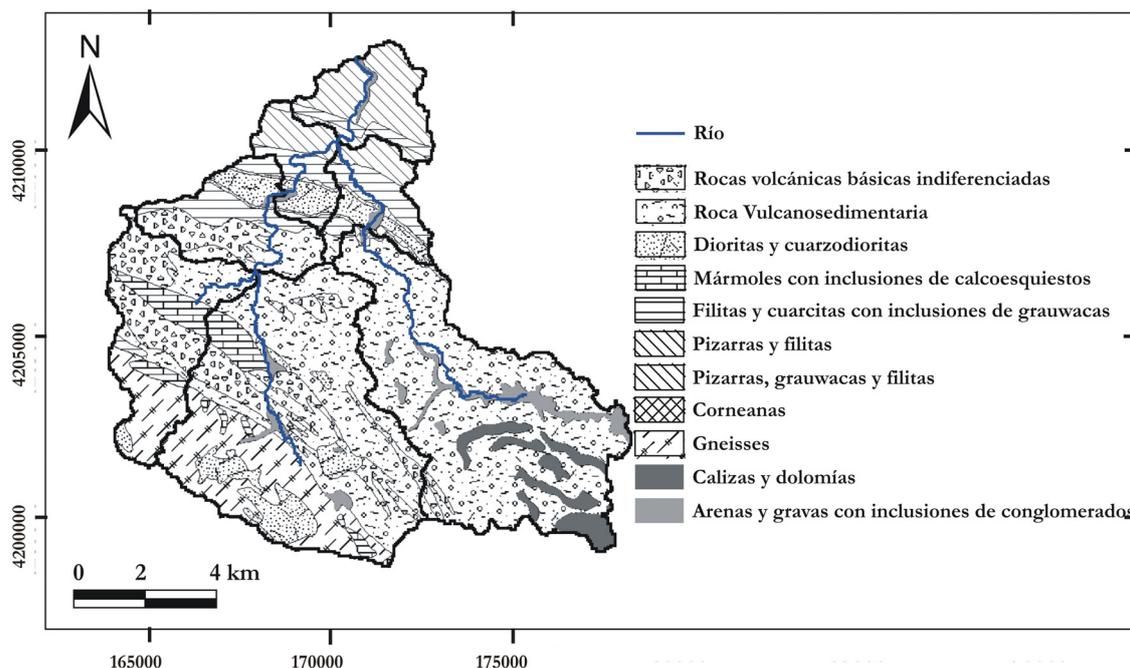


Figura V.41. Litología de la cuenca de los ríos Múrtigas y Caliente.

En cuanto a las variables que regulan la escorrentía superficial, en el río Múrtigas se redujo el CN2 un 25%, se aumentó la capacidad de agua disponible en el suelo (SOL_AWC) un 20% y el parámetro SURLAG se situó en 0.15 (Tabla V.31). En el río Caliente se redujo el parámetro CN2 en un 27% pero, al contrario que en el río Múrtigas, se disminuyó la capacidad de agua disponible en el suelo y el parámetro ESCO alcanzó un valor próximo a su máximo. El SURLAG fue igual a 3.29 (Tabla V.31).

En las Figuras V.42 y V.43 se observa que los datos de aforos son de muy mala calidad, repitiéndose los mismos valores continuamente en el tiempo y con saltos discontinuos de caudal, dando un aspecto de escalones y mesetas en los hidrogramas, este hecho hace muy difícil llevar a cabo la calibración del modelo. En el río Múrtigas el caudal simulado decrece más lentamente que el observado (Fig. V.42); éste último se mantiene constante en épocas de estiaje mientras que con los valores simulados el río se seca completamente. Existen años que presentan un mejor ajuste entre el caudal observado y el simulado, por ejemplo el 1987/88. Mientras que en otros con caudales bajos el ajuste es malo (como el 1980/81). En cuanto al río Caliente (Fig. V.43), los caudales simulados y observados se mantienen durante el estiaje.

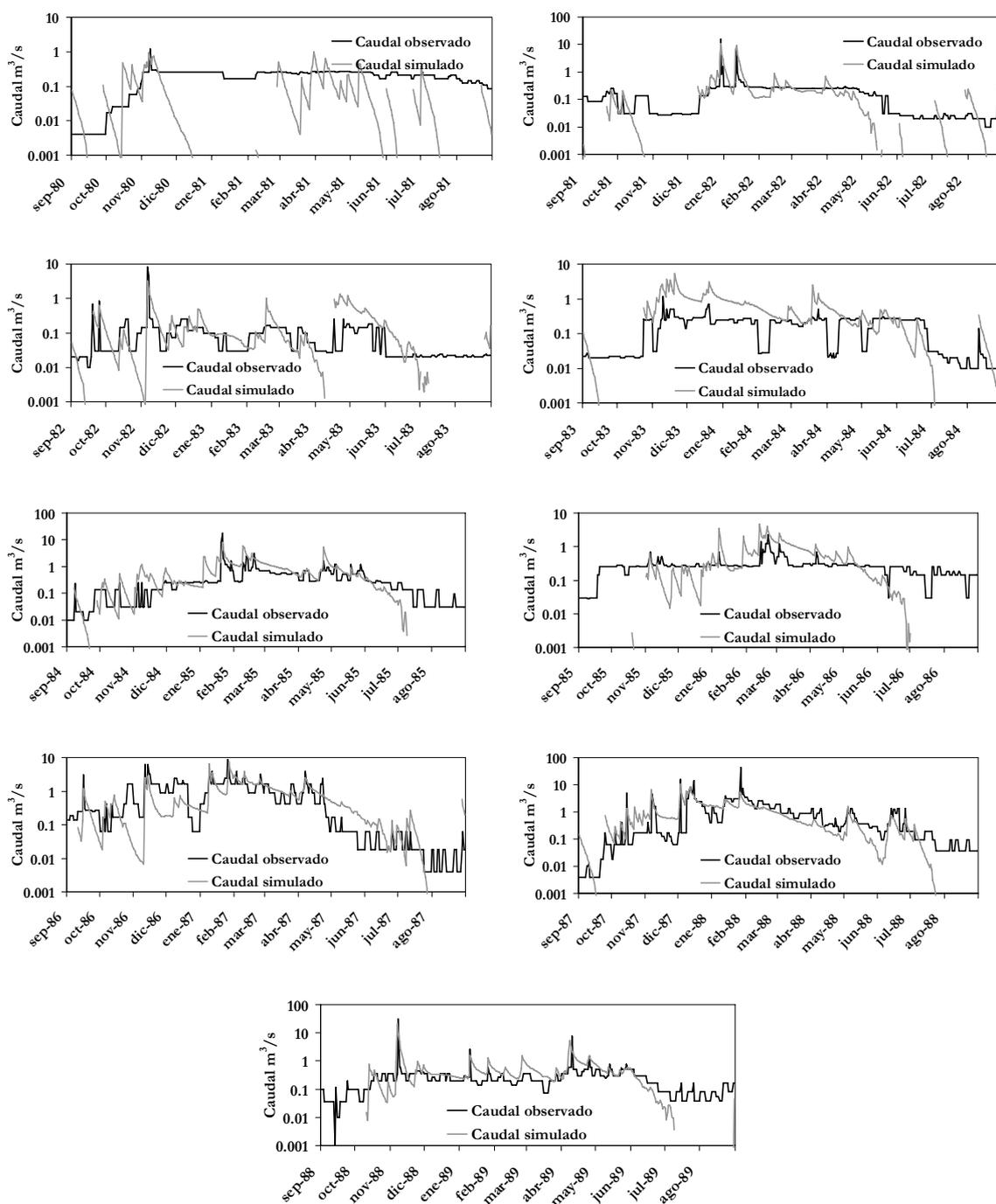


Figura V.42. Evolución del caudal diario observado y simulado, para el periodo de calibración en la cuenca del río Murtigas.

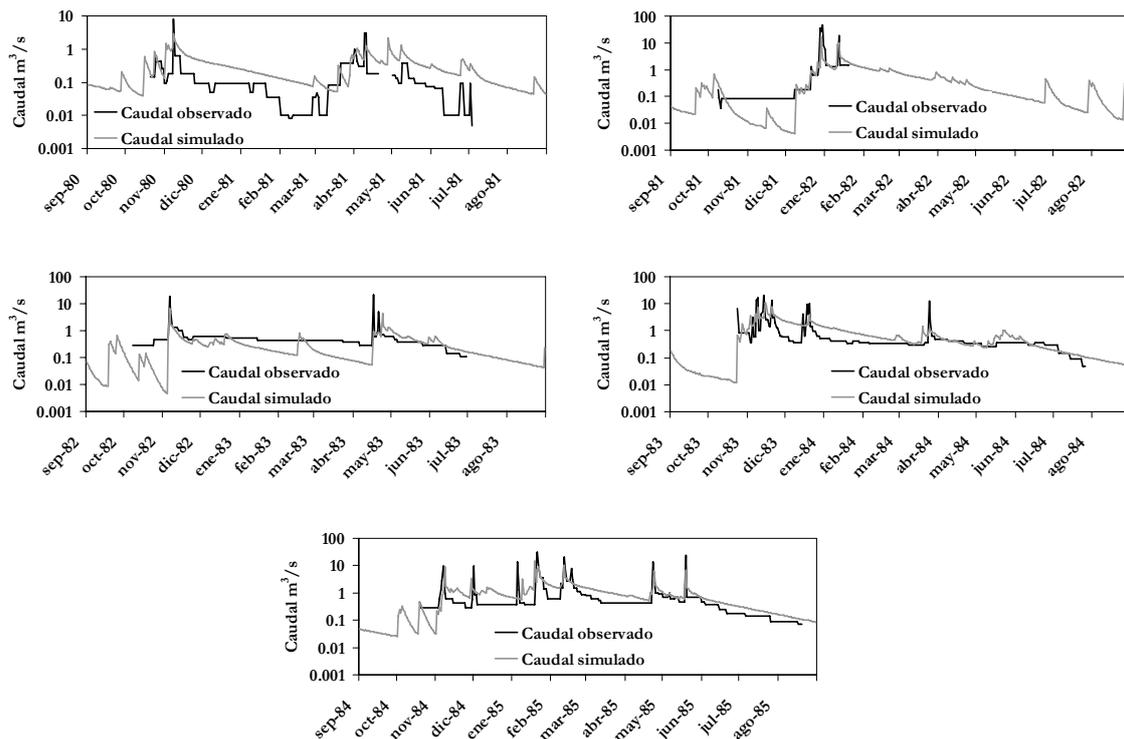


Figura V.43. Evolución del caudal diario observado y simulado, para el periodo de calibración en la cuenca del río del Caliente.

Con el caudal simulado mediante SWAT durante el periodo de calibración se obtiene una aportación media anual de 14.2 hm^3 para el río Múrtigas. En este río Martos-Rosillo *et al.* (2006) estiman en 18 hm^3 la aportación mediante el método de Téméz (Téméz, 1991) entre el año 1958 y el 1994; sin embargo los valores no son comparables porque no corresponden al mismo periodo. La aportación media obtenida en el río Caliente fue de $21.2 \text{ hm}^3/\text{año}$. Estos valores suponen un caudal específico para los ríos Múrtigas y Caliente de 12.8 y de 10.4 L/s km^2 , respectivamente.

2.2.3. Validación

Pese a que el río Múrtigas tiene datos de aforo hasta el año 2008, la validación se realizó con el periodo 1989/94; porque a partir de este último año existe un largo periodo sin datos hasta el año 2000, y luego los datos de caudal hasta el año 2008 son más elevados que los registrados durante el periodo de 1980 a 1994. Además, como ya comentó en el apartado IV.3, la curva de gastos usada del año 2005 al 2008 está en proceso de revisión. Para el río Caliente el periodo utilizado en la validación fue de 1985/87.

El valor del NSE a nivel mensual es bueno para los ríos Múrtigas y Caliente (Moriassi *et al.*, 2007). El caudal fue subestimado en un 8% en el río Múrtigas y sobreestimado en un 26% en el río Caliente (Tabla V.33).

Tabla V.33. Valores de los índices estadísticos diario y mensual de la validación, para las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.

Índice	Múrtigas		Caliente	
	Diario	Mensual	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.61	0.84	0.61	0.88
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.19	0.69	0.36	0.70
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	1.26	0.44	2.06	0.45
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	0.92	0.92	1.26	1.26

En las Figuras V.44 y V.45 puede observarse que los mejores ajustes para el periodo de validación en el río Múrtigas, se producen en los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91. A partir del año 1992, el hidrograma del caudal observado tiene continuas mesetas con caudales que se mantienen constantes durante largos periodos de tiempo; estos datos parecen erróneos.

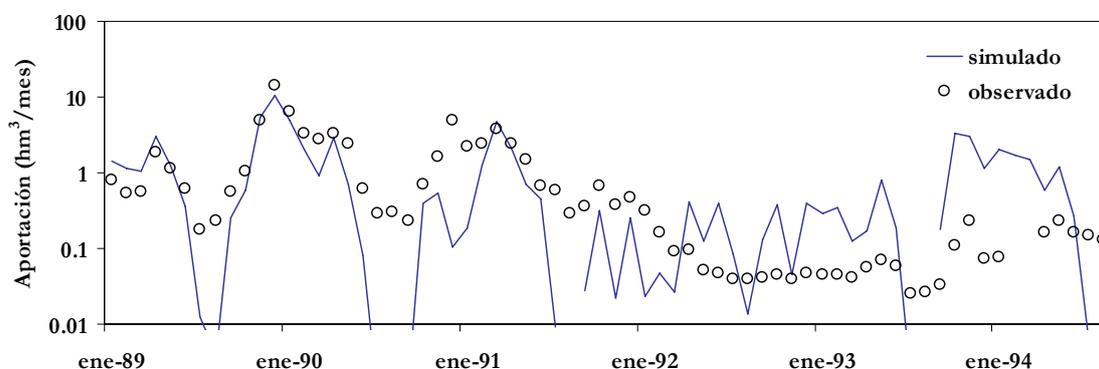


Figura V.44. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas durante el periodo de validación, en el río Múrtigas.

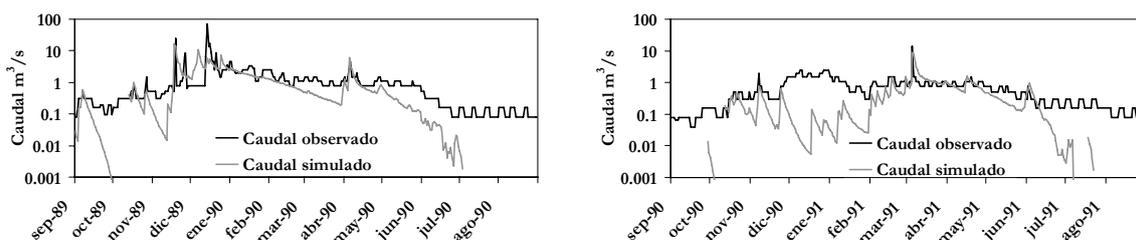


Figura V.45. Evolución del caudal diario observado y simulado para la validación del río Múrtigas.

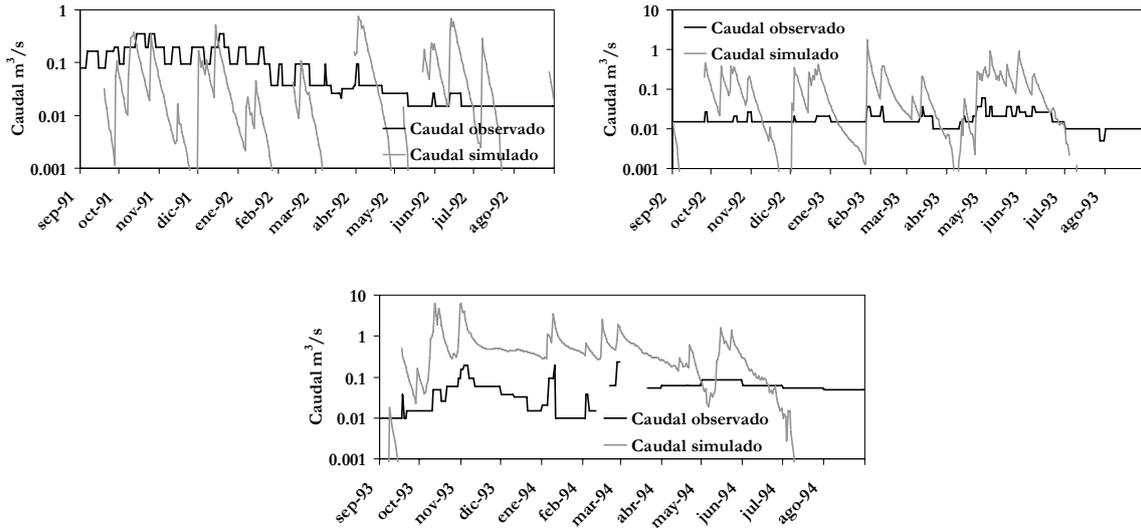


Figura V.45. Continuación.

En el caso del río Caliente las mayores diferencias se producen durante la primavera y el verano del año hidrológico 1986/87 (Figs. V.476 y V.47). Se observa la mala calidad de los datos de aforo, que hacen que el modelo no pueda reproducir el caudal observado.

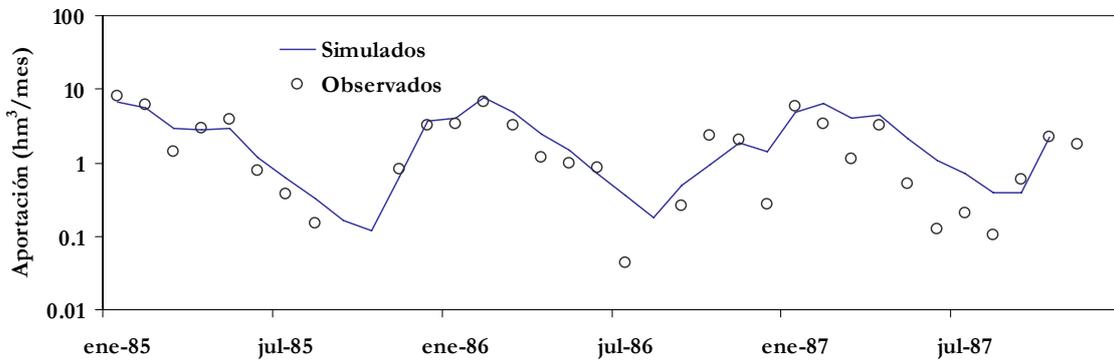


Figura V.46. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas durante el periodo de validación en el río Caliente.

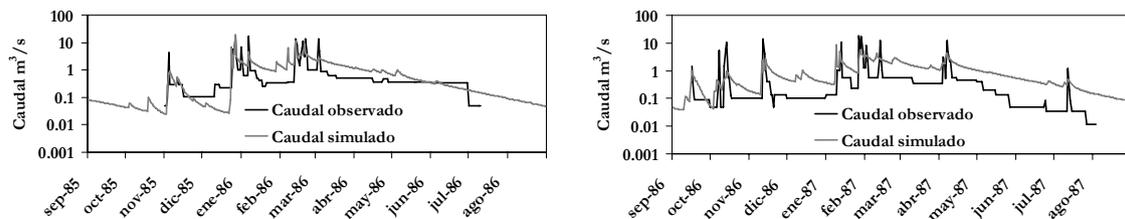


Figura V.47. Evolución del caudal diario observado y simulado para la validación del río Caliente.

En la Tabla V.34 y en las Figuras V.48 y V.49, se recogen las diferentes componentes del balance hídrico de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente. La cuenca del río Múrtigas tiene un mayor valor de precipitación media anual que la del río Caliente (Tabla V.34); esto se debería a que esta subcuenca tiene una mayor elevación media. Además también pueden influir factores locales que hacen que la precipitación media de la estación pluviométrica que se emplea en el caso del río Múrtigas (4515) tenga una precipitación media anual más elevada que la 4517, que es la estación situada dentro de la cuenca del río Caliente.

Por otro lado, el bajo valor del parámetro REVAPMN en el río Múrtigas, favorece la evapotranspiración a partir del acuífero superficial (revap en la Tabla V.34 y Figs. V.48 y V.49). Mientras que el río Arochete presenta un valor mayor de la infiltración al acuífero profundo.

Tabla V.34. Balance hídrico medio anual de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente (en mm).

	Múrtigas	Caliente
Precipitación	924.3	789.3
ETR	437.4	319.2
Escorrentía superficial y subsuperficial	211.3	135.5
Infiltración al acuífero	274.6	260.5
Salidas del acuífero		
- Flujo base	185.5	202
- Revap	70.9	0
- Acuífero profundo	13.7	35.8

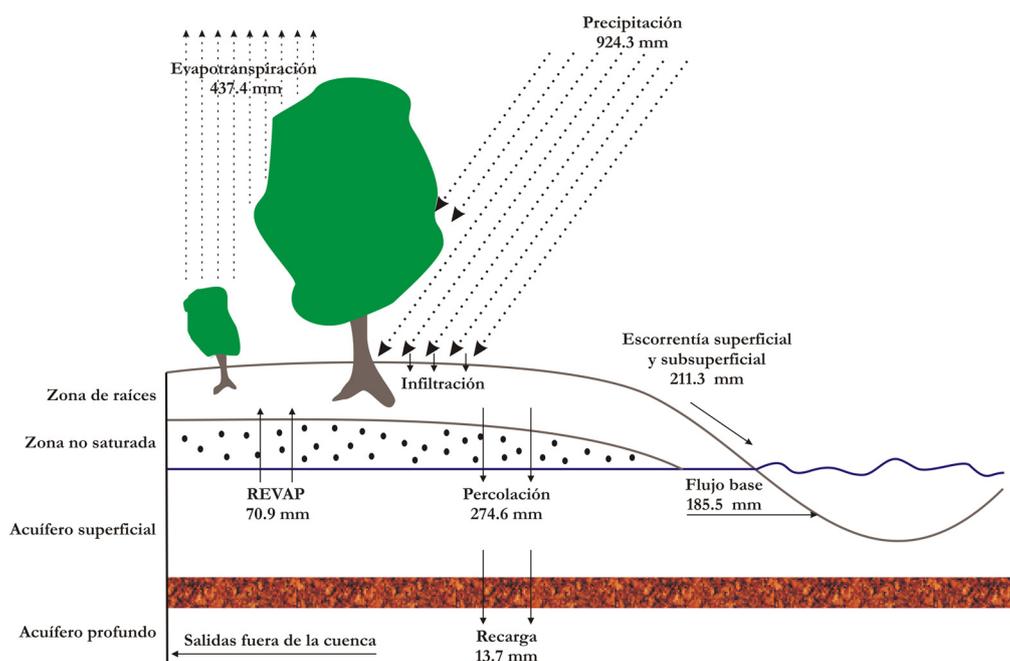


Figura V.48. Representación esquemática del balance hídrico anual del río Múrtigas

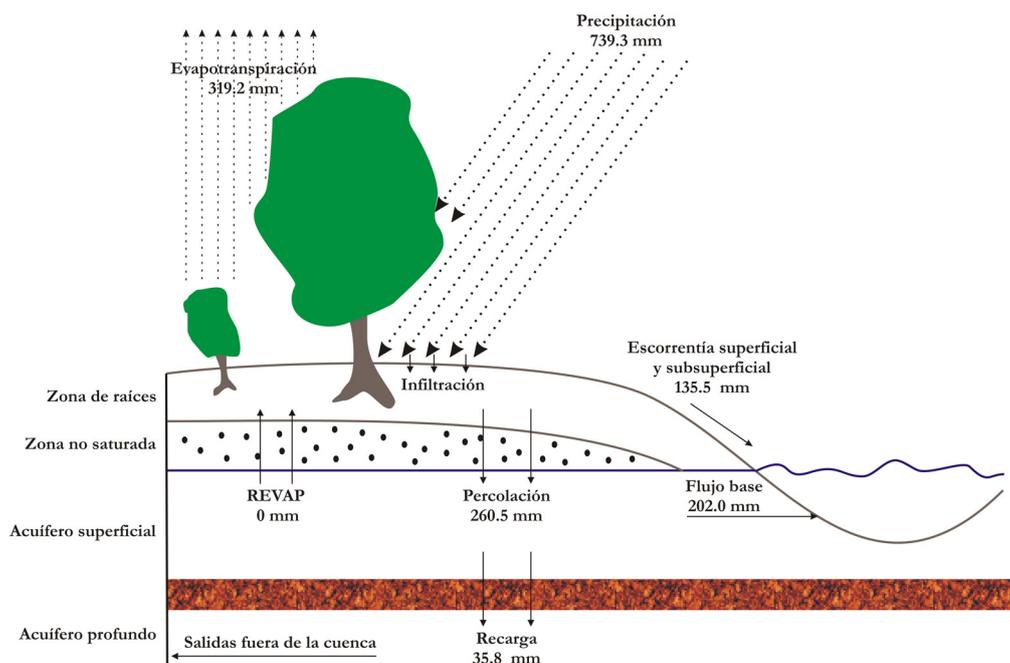


Figura V.49. Representación esquemática del balance hídrico anual del río Caliente.

3. RÍO ODIEL

Los datos relativos al relieve para el conjunto de la cuenca del río Odiel están incluidos en el capítulo IV; por eso en este apartado sólo se hará un breve resumen de lo que ya se ha comentado.

3.1. DATOS DE ENTRADA

La información más destacable del Modelo Digital del Terreno (MDT) es que las mayores altitudes se concentran en el norte de la cuenca, donde se encuentra la Sierra de Aracena y Picos de Aroche. En la cuenca predominan las pendientes moderadas; aproximadamente el 57% de la superficie de la cuenca está comprendida entre los 100 y los 300 m. La cota máxima de la cuenca es de 926 m, la mínima de 0 m y la altitud media de 260 m.

La superficie total de la cuenca hasta la estación de aforo de Gibrleón es de 2063 km². Con un valor de área umbral de 300 ha, e incluyendo como outlets los puntos en los que se han instalado los data-loggers y algunos puntos seleccionados en los que existen datos hidroquímicos, se obtuvo un total de 53 subcuencas (Fig. V.50); sus áreas oscilan entre 0.6 y 131.4 km² (Tabla V.35).

Tabla V.35. Subcuencas consideradas en el modelo de la cuenca del río Odiel.

Subcuenca	km ²	Subcuenca	km ²	Subcuenca	km ²
1	131.4	19	15.3	37	43.9
2	106.7	20	44.1	38	19.8
3	4.9	21	65.9	39	4.6
4	3.5	22	14.7	40	35.8
5	15.0	23	56.1	41	41.4
6	114.4	24	48.0	42	16.2
7	1.3	25	81.0	43	82.0
8	5.3	26	9.0	44	19.9
9	69.6	27	102.6	45	1.5
10	19.6	28	11.4	46	52.6
11	24.4	29	3.7	47	2.7
12	6.7	30	78.3	48	35.6
13	1.14	31	61.3	49	129.0
14	115.4	32	13.3	50	118.5
15	15.8	33	42.6	51	1.2
16	0.6	34	8.6	52	2.7
17	9.1	35	15.3	53	71.2
18	64.1	36	4.2		

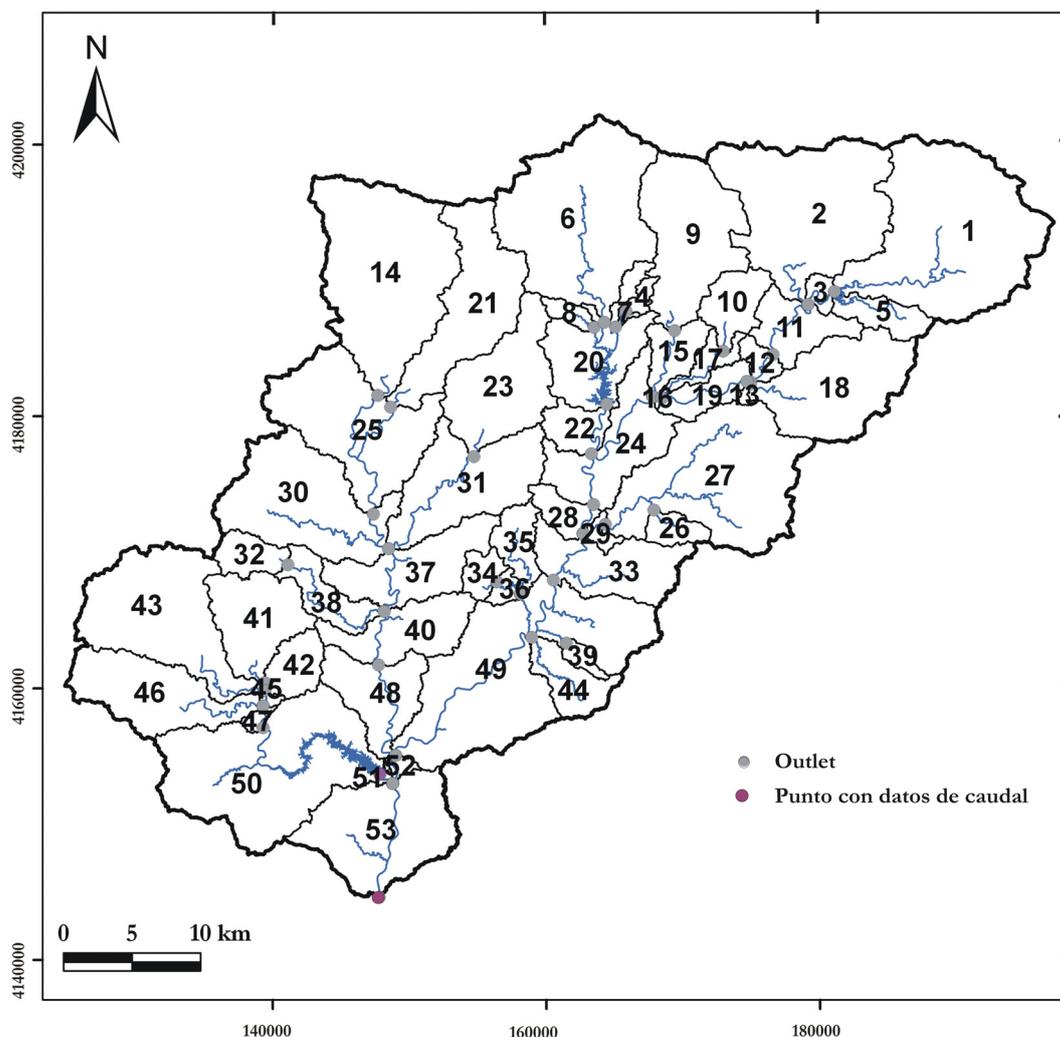


Figura V.50. Mapa de subcuencas del río Odiel, outlets y puntos con datos de caudal.

Los principales usos del suelo son eucaliptos (28.7% de la superficie de la cuenca), matorral (26.9%) y pastizal (15%) (Tabla V.36 y Fig. V.51).

Tabla V.36. Usos del suelo en la cuenca del río Odiel y su superficie.

Uso del suelo	Superficie (km ²)	Superficie (%)
Zona Agrícola	216.6	10.5
Bosque	249.6	12.1
Bosque perenne	55.7	2.7
Bosque mixto	20.6	1.0
Quercineas	10.3	0.5
Regadíos	6.2	0.3
Pastizal	310.3	15.0
Eucaliptos	592.1	28.7
Matorral	554.9	26.9
Zona industrial	0.0	0.0
Minas	26.8	1.3
Zona urbana	8.2	0.4
Embalses	13.4	0.65

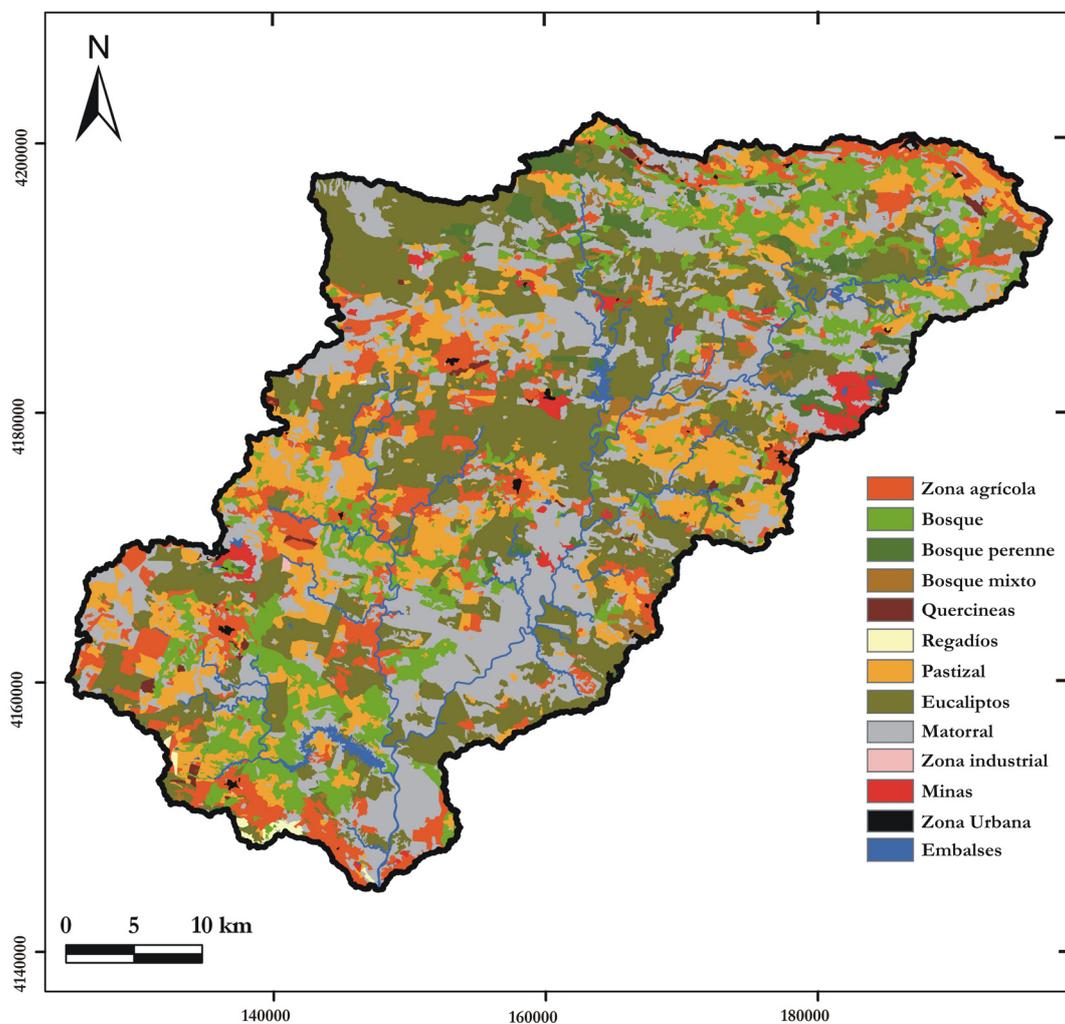


Figura V.51. Mapa de uso del suelo de la cuenca del río Odiel.

En el modelo no se han tenido en cuenta los embalses, ya que no se dispone de toda la información requerida por SWAT (en el embalse del Sancho existen datos, pero no de todo el periodo de simulación). El embalse del Olivargas (y otros pequeños embalses de la cuenca) tiene una baja utilización y se mantiene prácticamente lleno durante todo el año; por lo que el no incluirlo en el modelo no debería de tener mucha repercusión. Sin embargo, el efecto del embalse del Sancho puede ser mayor en los caudales observados en el río Odiel en Gibraleón, especialmente en periodos secos.

En la zona se han diferenciado 11 unidades edafológicas que se muestran en la Figura V.52. Los suelos son por lo general poco desarrollados, según la clasificación de la Soil Taxonomy predominan los del orden Inceptisol (código 9) y representan un 23.83% de la superficie de la cuenca (Tabla V.37).

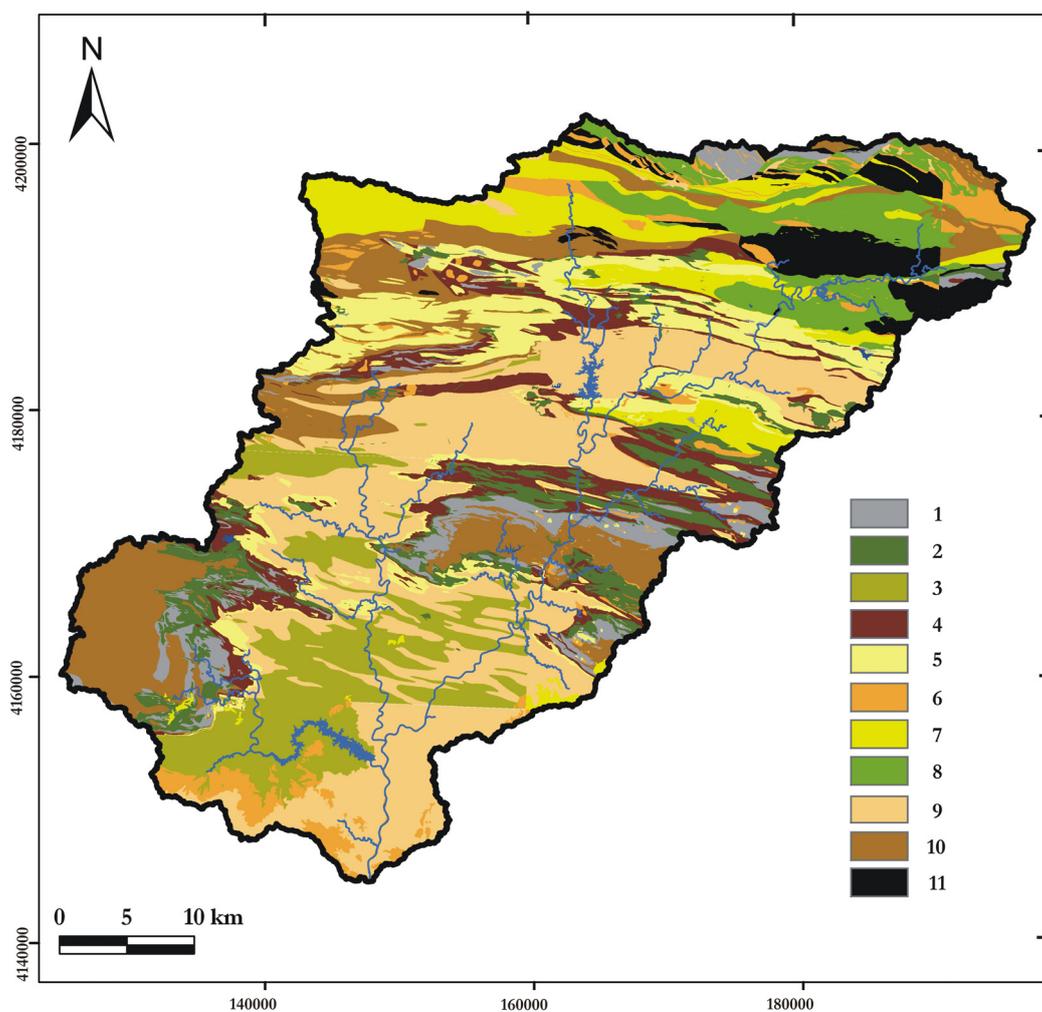


Figura V.52. Mapa de suelos de la cuenca del río Odiel.

Tabla V.37. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.52 (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).

Código	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Superficie (%)	4.8	6.5	9.8	7.9	9.9	4.8	8.1	5.3	23.8	16.6	2.4
Profundidad (cm)	90.1	59.9	34.0	53.8	55.0	63.5	55.	97.5	48.0	58.4	92.5
CAD (% vol.)	0.14	0.15	0.14	0.16	0.15	0.14	0.13	0.11	0.14	0.15	0.14
Mat. Fino (%)	57.0	63.9	61.0	60.9	64.4	61.1	25.7	89.7	56.3	60.7	92.4
Arcillas (%)	21.5	29.7	18.4	19.3	16.9	20.8	15.1	13.1	23.6	26.8	16.3
Limos (%)	42.9	40.4	40.2	51.0	48.32	40.0	37.3	27.1	41.7	41.2	41.0
Arenas (%)	35.5	29.9	41.4	29.6	34.8	39.2	47.6	59.7	34.7	31.9	42.6
Mat. Orgánica (%)	1.6	2.7	1.7	2.0	2.0	2.2	1.0	1.6	3.2	2.4	1.5
CHS 10 cm (cm/h)	2.9	2.2	1.6	1.3	1.8	2.7	1.7	8.0	1.4	1.5	1.7
CHS 50 cm (cm/h)	0.7	0.6	1.3	0.6	0.8	1.2	1.7	1.8	1.0	0.4	0.2
DA (gr/cm ³)	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.3	1.4	1.4	1.2	1.3	1.4
Grupo hidrológico	C	C	B	C	C	C	C	C	C	C	D

Las estaciones meteorológicas utilizadas se corrigieron y completaron según se comentó en el capítulo III de climatología. La ubicación de las estaciones se muestra en la Figura V.53.

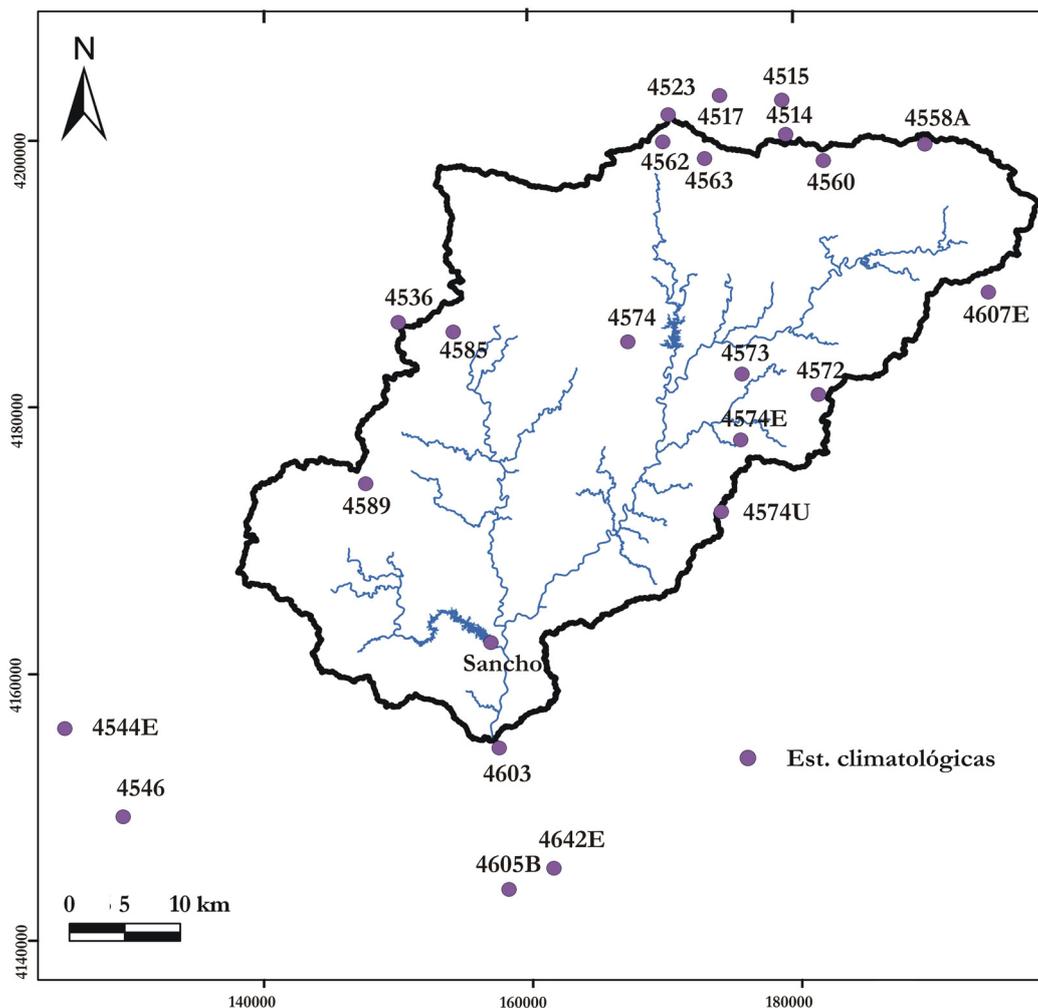


Figura V.53. Ubicación de las estaciones climatológicas de la cuenca del río Odiel.

El método aplicado para el cálculo de la evapotranspiración fue el de Hargreaves (Neitsch *et al.*, 2005b). A las HRU's se le aplicó un umbral del 10% para el uso del suelo y tipo de suelo, y del 5% para la pendiente; así se obtuvo un total de 1699.

3.2. ANÁLISIS DE LA ENTRADA POR PRECIPITACIÓN

En este apartado se analiza el tratamiento que realiza el modelo SWAT de los datos de precipitación y se propone una metodología alternativa para representar la distribución espacial y temporal de la precipitación. Esta metodología se ha aplicado en el modelo de la cuenca del río Odiel, así como en las simulaciones realizadas en los apartados anteriores.

3.2.1. Distribución espacial de la precipitación

SWAT utiliza en cada subcuenca la precipitación del pluviómetro más cercano a su centro geográfico; por lo tanto, todas las HRU's de una subcuenca tendrán el mismo valor de precipitación. Para tener en cuenta el efecto orográfico de la precipitación en zonas montañosas, el programa permite establecer un máximo de 10 bandas de elevación para cada subcuenca. La precipitación en cada banda se calcula según la siguiente expresión (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$R_{band} = R_{day} + (EL_{band} - EL_{gage}) \cdot \left(\frac{plaps}{days_{pcp, yr} \cdot 1000} \right) \text{ cuando } R_{day} > 0.01 \quad V.1$$

donde R_{band} es la precipitación en la banda de elevación (mm), R_{day} es la precipitación registrada en el pluviómetro (mm), EL_{band} es la altitud media en la banda de elevación (m), EL_{gage} es la altitud del pluviómetro (m), $plaps$ es el gradiente de precipitación (mm /km) y $days_{pcp, year}$ es el número medio de días de precipitación en un año. Una vez calculados los valores de precipitación para cada banda, se calcula la precipitación media de la subcuenca mediante la siguiente expresión (Neitsch *et al.*, 2005b):

$$R_{day} = \sum_{band=1}^b R_{band} \cdot fr_{band} \quad V.2$$

donde R_{day} es la precipitación media diaria ajustada con el efecto orográfico (mm), R_{band} es la precipitación caída en cada banda de elevación (mm), fr_{band} es la fracción de área de la

subcuenca dentro de la banda de elevación y b es el número total de bandas de elevación en la subcuenca.

Para estimar la elevación media de cada subcuenca (EL) se usó la siguiente ecuación:

$$\overline{EL} = \sum_{i=1}^k EL_i \cdot A_i \quad V.3$$

donde EL_i es la elevación (m) y A_i es el porcentaje de subcuenca correspondiente a la elevación EL_i .

Con el fin de comprobar la idoneidad del método usado por SWAT para representar la distribución espacial de la precipitación en la cuenca del río Odiel, se comparó esta metodología con tres técnicas de interpolación espacial: dos clásicas ampliamente utilizadas en hidrología, los polígonos de Thiessen y distancias inversas, y otra más novedosa: el método geoestadístico del kriging con tendencia externa y que se tomó como referencia. No se tuvieron en cuenta los pluviómetros 4605B y 4642E, situados al sur de la cuenca del río Odiel, debido a que no son utilizados por ninguno de los métodos expuestos.

El método de los polígonos de Thiessen (Thiessen, 1911) consiste en la elaboración de polígonos de Voronoï alrededor de cada pluviómetro; todos los puntos dentro del polígono tienen el mismo valor y es igual al del pluviómetro más cercano. El método de las distancias inversas (IDW) consiste en dar más peso a las estaciones que se encuentren más cerca del punto a estimar, y menos a las que se encuentren más lejos; así el peso es inversamente proporcional a la distancia desde el pluviómetro hasta el punto a estimar (Lloyd, 2005). Se utilizó la modalidad de la distancia inversa al cuadrado por ser la más habitual.

Partiendo del modelo de kriging universal, el kriging con tendencia externa (KED) utiliza además de la precipitación, un algoritmo sencillo para incorporar una segunda variable (la altura) al proceso de estimación. La introducción de la altura como variable geográfica asociada a los valores de precipitación, permitirá obtener resultados más precisos en aquellos puntos en los que no existan datos pluviométricos, como en las zonas donde las precipitaciones estén influidas por la orografía.

El kriging con tendencia externa (KED) es un tipo de kriging universal que no tiene restricción de la variable con una constante media. Es decir se considera que la variable media en su proximidad tiene una tendencia, por ejemplo la no-estacionaridad de la componente z. Esto es necesario para que la segunda variable varíe ligeramente en el espacio para no crear inestabilidad en el modelo. En modelos geoestadísticos se suele expresar como un polinomio en x de primer orden o un polinomio en x de segundo orden (Davis, 2002):

$$m(x_0) = \alpha_0 + \sum_{i=1}^k (\alpha_1 x_{1,i} + \alpha_2 x_{2,i}) \tag{V.4}$$

$$m(x_0) = \alpha_0 + \sum_{i=1}^k (\alpha_1 x_{1,i} + \alpha_2 x_{2,i} + \alpha_3 x_{1,i}^2 + \alpha_4 x_{2,i}^2 + \alpha_5 x_{1,i} x_{2,i}) \tag{V.5}$$

donde $x_{1,i}$ y $x_{2,i}$ representan las coordenadas y α_i es el coeficiente de tendencia.

En la Figura V.54 se muestra la distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel con la metodología que utiliza SWAT.

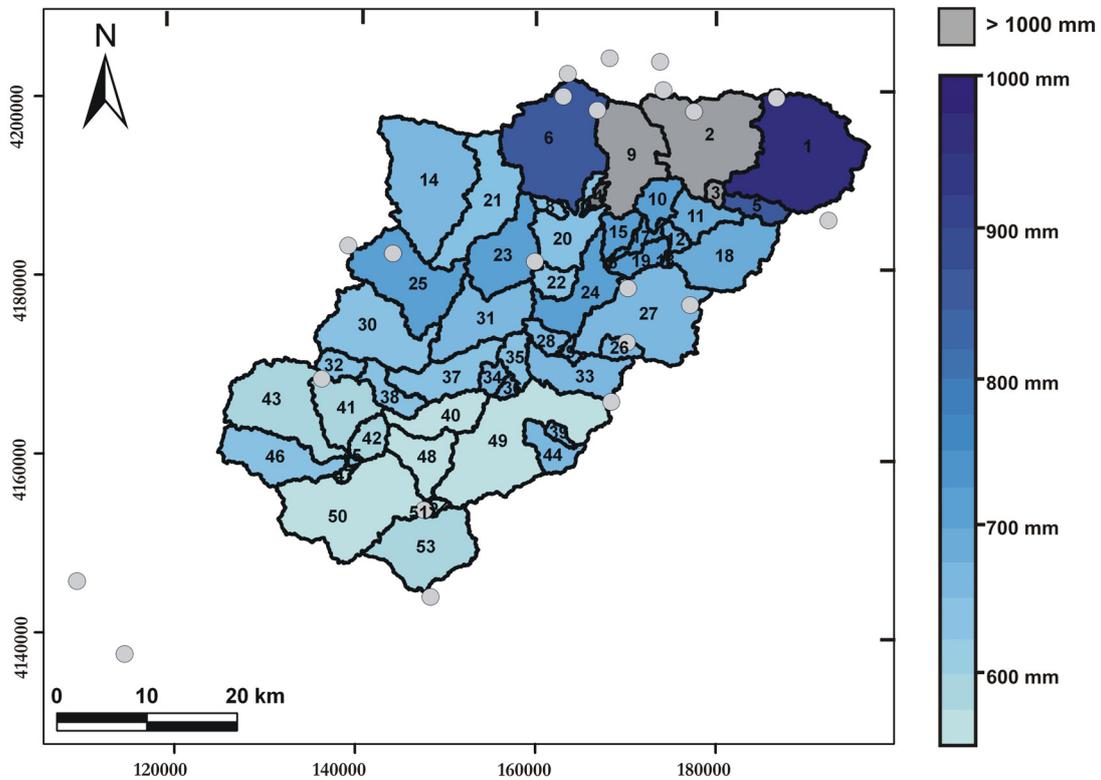


Figura V.54. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel calculada por SWAT.

Se observa una distribución anómala de la precipitación, con importantes diferencias entre subcuencas vecinas (Fig. V.54). Además 7 de los pluviómetros seleccionados no son tenidos en cuenta por el programa (la mayoría en los alrededores de la cuenca), y esa información se pierde. La precipitación media anual de la cuenca (teniendo en cuenta la superficie de cada subcuenca) durante el periodo de 1980 a 2010 es de 710 mm.

Como se expuso en el capítulo de climatología, existe en la cuenca del río Odiel un gradiente de precipitación de 780 mm/km. Por ello se calculó la precipitación, utilizando la opción que permite SWAT de introducir las bandas de elevación. Se consideró una única banda de elevación para cada subcuenca, ya que se obtienen los mismos resultados que cuando se utiliza más de una banda.

El gradiente de precipitación (*plaps*) tiene que ser introducido en mm/m y no en mm/km como indica el programa. Además, SWAT toma un valor constante de 12 para $days_{prec,year}$ (ecuación V.1), por lo que se tuvo que corregir introduciendo manualmente el número medio de días de precipitación al año para cada pluviómetro. Mediante este método se obtuvo para la cuenca una precipitación media anual de 685 mm, ligeramente inferior a la anterior (Fig. V.55). Aunque el problema de pérdida de información persistió, ya que se sigue obviando algunos de los pluviómetros, las diferencias entre las subcuencas vecinas disminuyeron (Fig. V.55).

Con el método de los polígonos de Thiessen (THI) se obtuvo una precipitación media de la cuenca de 727 mm; se utilizaron la mayoría de los pluviómetros, por lo que las diferencias entre subcuencas fueron menores (Fig. V.56 y Tabla V.38). El método de IDW presentó valores más realistas, aunque se observa el efecto de alguno de los pluviómetros con valores más elevados de precipitación; en este caso la precipitación media de la cuenca fue de 733 mm (Fig. V.57 y Tabla V.38).

Por último, en la Figura V.58 obtenida mediante el kriging con tendencia externa se observaron resultados más coherentes debido a la influencia del MDT; de esta forma pierde peso el efecto individual de los pluviómetros con valores más extremos. La precipitación media es de 730 mm.

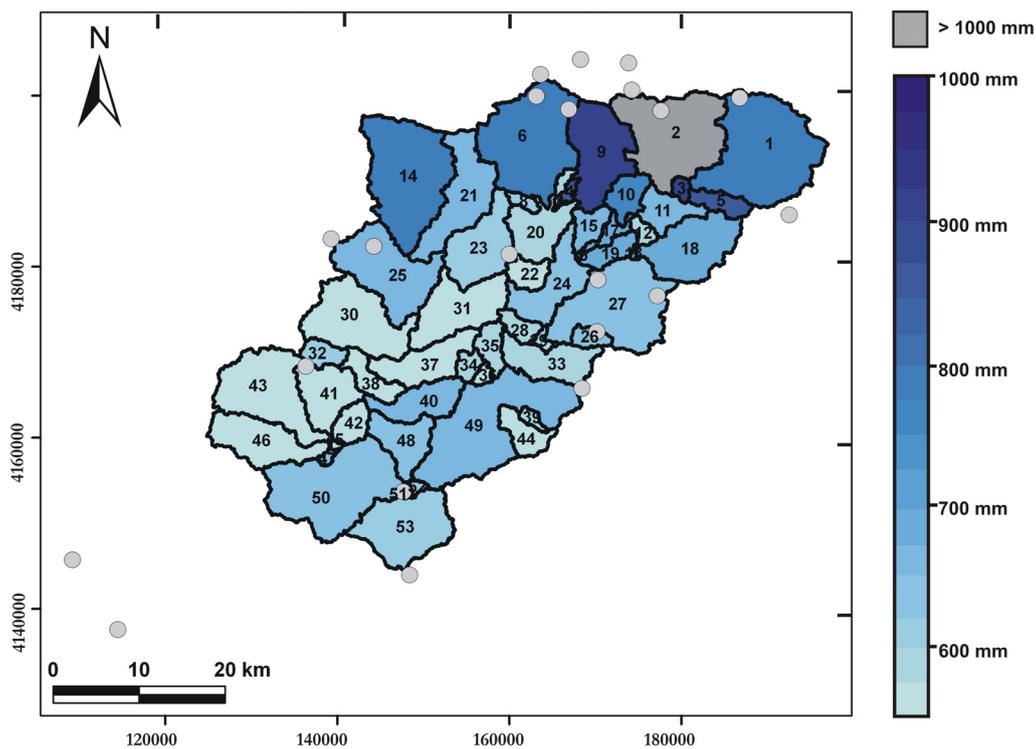


Figura V.55. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel, calculada por SWAT utilizando bandas de elevación.

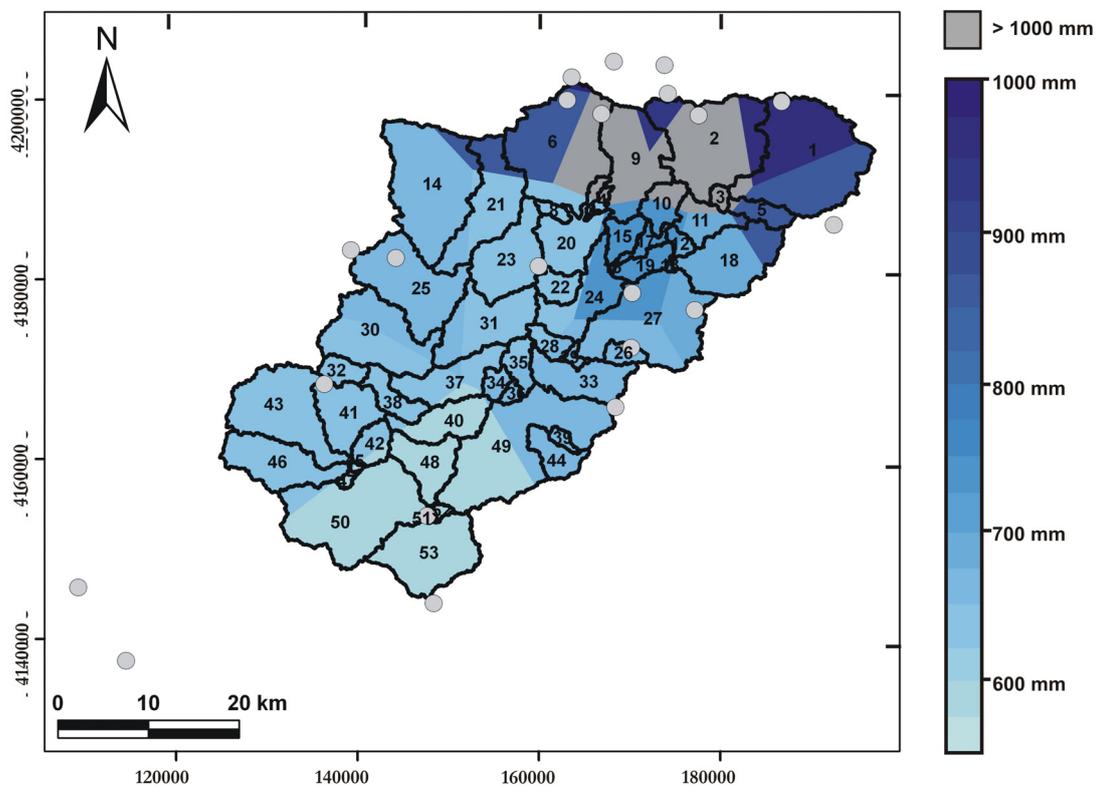


Figura V.56. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel, según el método de los polígonos de Thiessen.

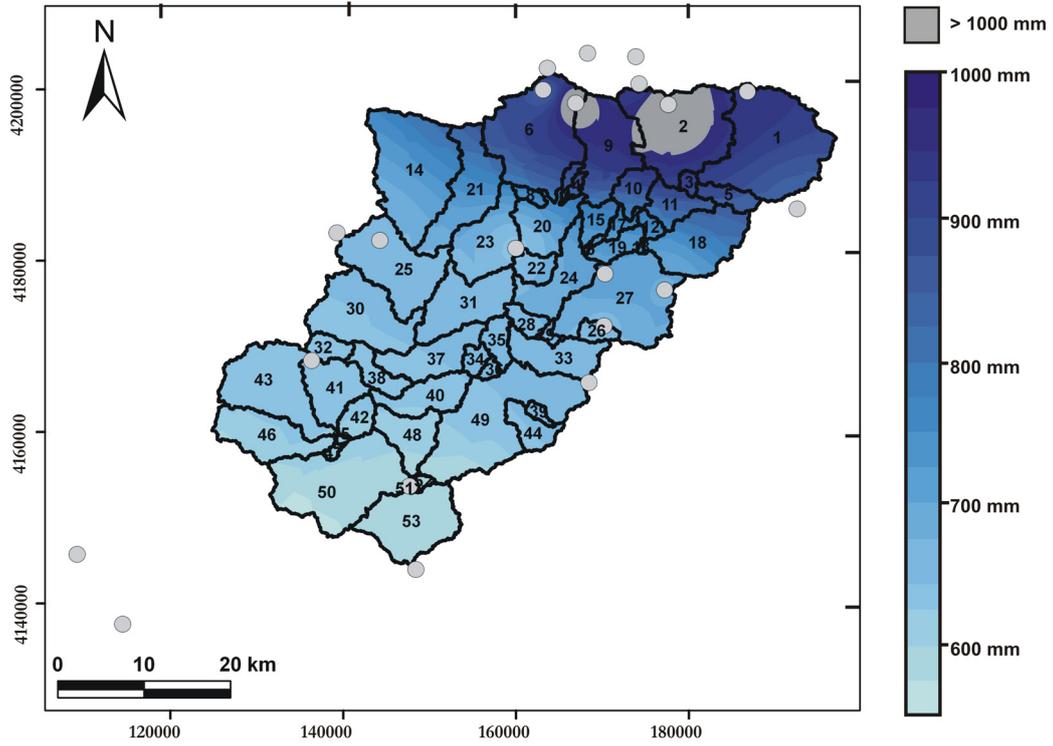


Figura V.57. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel, según el método de distancias inversas al cuadrado (IDW).

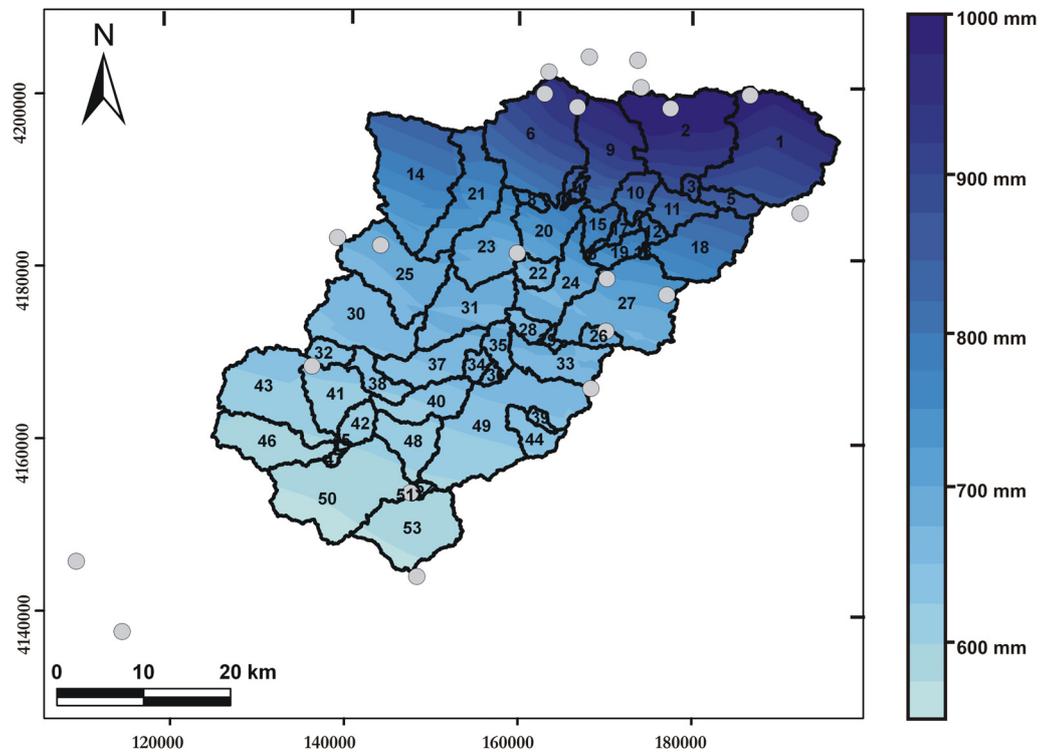


Figura V.58. Distribución espacial de la precipitación en la cuenca del río Odiel, a partir del kriging con tendencia externa (KED).

A nivel de la cuenca, y en relación con los resultados obtenidos mediante KED, la media anual de SWAT es un 3% inferior. Estas diferencias fueron superiores a escala de subcuenca, hasta un -29% y +20% (Tabla V.38). Las diferencias más importantes se producen cuando la altitud media de la subcuenca presenta un valor muy alejado de la altitud del pluviómetro utilizado (por ejemplo en las subcuencas 3 y 4 que tienen una altitud media de 335 y 330 m respectivamente, mientras que la elevación del pluviómetro considerado por SWAT fue de 577 m).

Usando las bandas de elevación, el principal problema se produce cuando los pluviómetros utilizados no son representativos de la subcuenca. Por ejemplo, en la subcuenca 12 se usaron los datos del pluviómetro 4572, que presenta una baja precipitación en relación con su altitud (397 m y 695 mm), si se utilizase el pluviómetro 4573 (300 m y 724 mm) que está aproximadamente a la misma distancia de la subcuenca (Fig. V.55) se obtendría un valor similar al del método KED (Tabla V.38). Por lo tanto, la selección de un solo pluviómetro de referencia es inadecuada debido a los factores locales.

En resumen, ninguna de las dos metodologías utilizadas por el programa (sin o con bandas de elevación) representa de forma adecuada la distribución espacial de la precipitación en la cuenca del río Odiel.

3.2.2. Distribución temporal de la precipitación

Cuando en el modelo SWAT se utilizan las bandas de elevación para tener en cuenta la precipitación orográfica, la aplicación de la ecuación V.1 fija una cantidad constante de precipitación para cada banda de elevación que se suma a la precipitación diaria, sin importar la cantidad de precipitación. Pero, en general, en una cuenca con precipitación orográfica el incremento debe ser mayor cuando la precipitación aumenta y más bajo cuando disminuye. Por lo tanto, SWAT sobreestima las precipitaciones diarias más bajas y subestima las más altas.

Por esta razón se propone una sencilla modificación basada en el cálculo de un coeficiente adimensional, al que se denomina *iplaps* para multiplicar la precipitación diaria, en lugar de asignar una cantidad fija a sumar. Este coeficiente se calcula cómo:

$$iplaps = (EL_{band} - EL_{gage}) \cdot \left(\frac{plaps}{1000} + pcp_{year} \right) / pcp_{year} \quad V.6$$

donde pcp_{year} es la media anual de la precipitación para cada pluviómetro y el resto de los parámetros son los mismos que los de la ecuación V.1. De esta forma la precipitación para cada banda de elevación se calcularía como:

$$R_{band} = R_{day} \cdot iplaps \quad V.7$$

Si se comparan los resultados obtenidos por SWAT con la metodología propuesta, se observa que son más altos para los valores menores de la precipitación media diaria (14 mm en este ejemplo) y más bajos para mayores valores de precipitación (Fig V.59 y V.60). Las diferencias son mayores a medida que los valores se alejan de la precipitación media diaria. Además, las desviaciones son más elevadas cuando el gradiente de precipitación ($plaps$) y la diferencia entre la elevación de la banda y del pluviómetro aumenta.

Con el fin de verificar la metodología propuesta se utilizó una validación cruzada, en la que se consideraron pares de pluviómetros cercanos con diferentes elevaciones; a partir del pluviómetro de menor altura se calculó la precipitación del pluviómetro de mayor altitud, teniendo en cuenta la diferencia de altitud y el gradiente de precipitación entre ellos. Esto se aplicó para la metodología usada por SWAT (ecuaciones V.2 y V.3) y para la propuesta en la Tesis (ecuaciones V.6 y V.7). Se usó un periodo de 30 años (de 1980 a 2010) con más de 11000 pares de datos en cada caso. Algunos de los resultados obtenidos se muestran en la Figura V.61.

Los coeficientes de correlación entre los valores medidos y calculados fueron los mismos para ambos procedimientos (Fig. V.61). En los dos casos se puede observar que para los valores inferiores de precipitación (de 2 a 5 mm) se produjo una sobreestimación, mientras que los valores superiores se subestimaron (Tabla V.39). Sin embargo, las diferencias con la metodología propuesta son menores y muestra un mejor ajuste con los datos registrados en los pluviómetros.

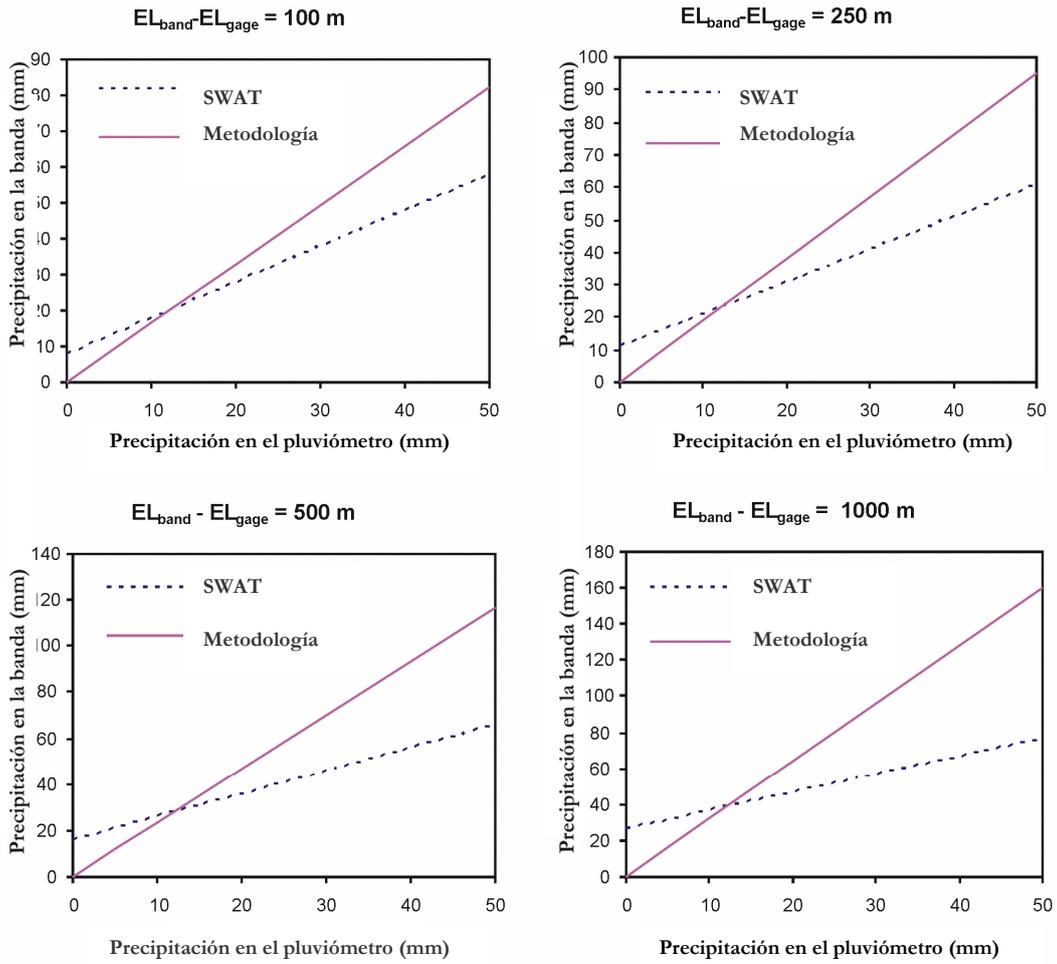


Figura V.59. Comparación de los resultados obtenidos mediante SWAT y por la metodología propuesta para diferentes valores de $EL_{band} - EL_{gage}$. Los gráficos fueron obtenidos con $pcp_{year} = 850$ mm, $plaps = 780$ mm/km y $days_{pcp,year} = 60$.

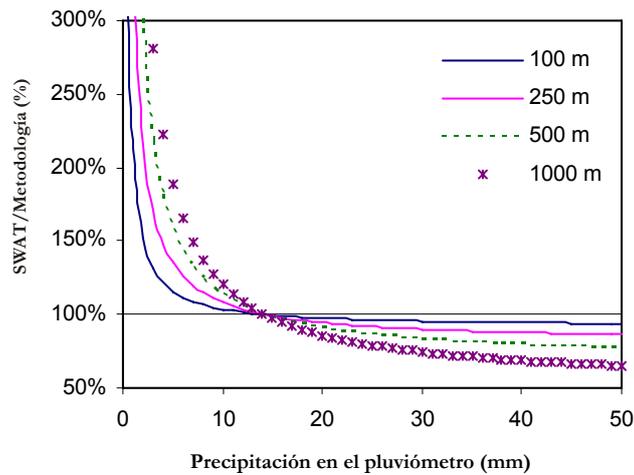


Figura V.60. Diferencia entre los valores obtenidos por SWAT y la metodología propuesta frente a la cantidad de precipitación para distintos valores de $EL_{band} - EL_{gage}$ (100, 250, 500 y 1000 m), $pcp_{year} = 850$ mm, $plaps = 780$ mm/km y $days_{pcp,year} = 60$.

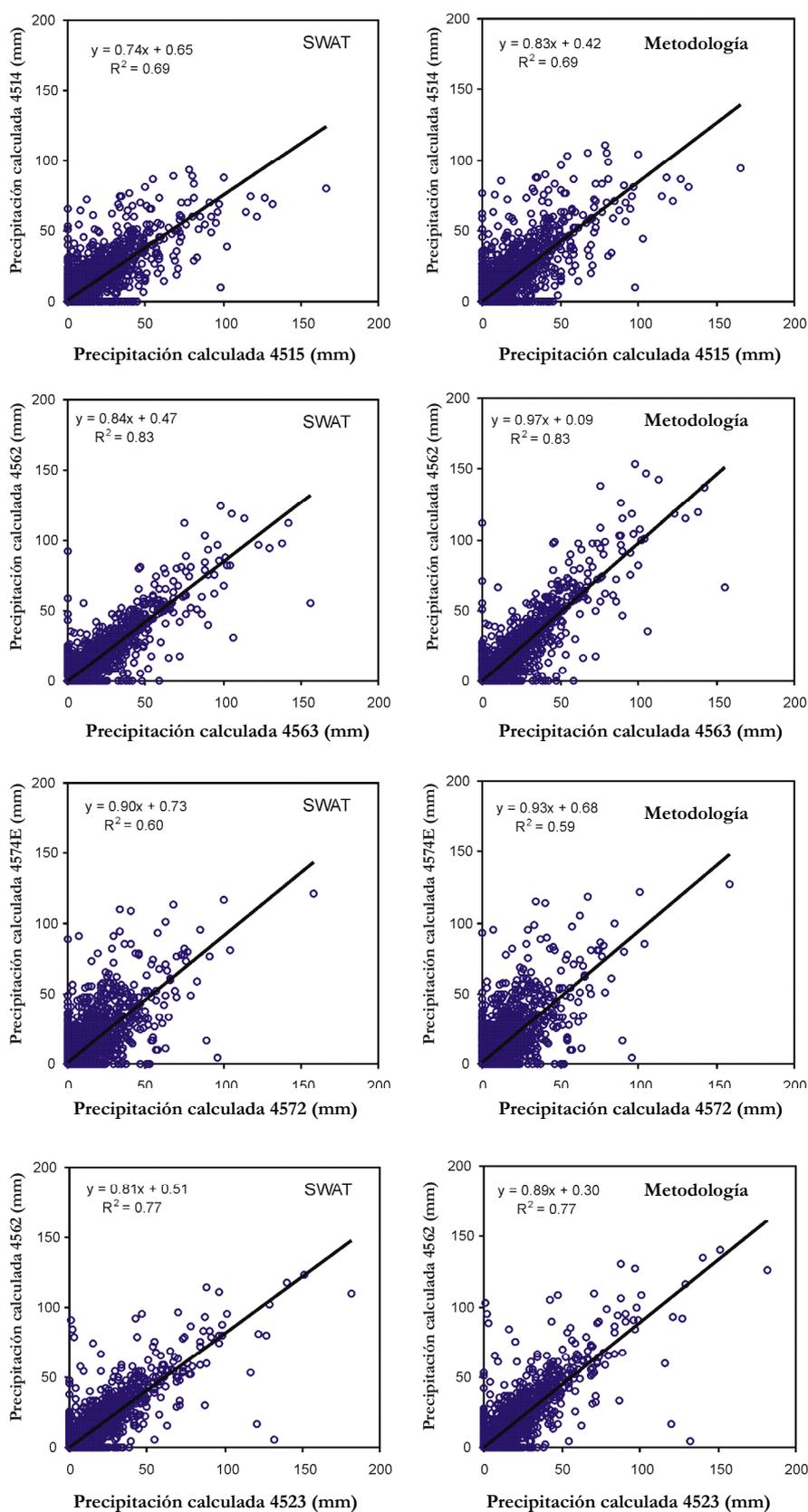


Figura V.61. Comparación de alguno de los registros de los pluviómetros con los valores calculados por la metodología usada por SWAT y la propuesta en la Tesis.

Tabla V.39. Valores de precipitación obtenidos de las rectas de regresión de la Figura V.61.

4572/4574E (Diferencia de altitud 67 m)					4563/4562 (Diferencia de altitud 90 m)				
Precipitación	SWAT		Propuesta		Precipitación	SWAT		Propuesta	
mm	mm	Dif (%)	mm	Dif (%)	mm	mm	Dif (%)	mm	Dif (%)
0.1	0.8	824%	0.8	770%	0.1	0.6	551%	0.2	187%
1	1.6	164%	1.6	161%	1	1.3	131%	1.1	106%
2	2.5	127%	2.5	127%	2	2.2	108%	2.0	102%
5	5.3	105%	5.3	107%	5	4.7	94%	4.9	99%
10	9.8	98%	10.0	100%	10	8.9	89%	9.8	98%
50	45.9	92%	47.2	94%	50	42.6	85%	48.6	97%
100	91.1	91%	93.7	94%	100	84.6	85%	97.0	97%

4515/4514 (Diferencia de altitud 124 m)					4523/4562 (Diferencia de altitud 177 m)				
Precipitación	SWAT		Propuesta		Precipitación	SWAT		Propuesta	
mm	mm	Dif (%)	mm	Dif (%)	mm	mm	Dif (%)	mm	Dif (%)
0.1	0.7	727%	0.5	505%	0.1	0.6	595%	0.4	389%
1	1.4	140%	1.3	126%	1	1.3	132%	1.2	119%
2	2.1	107%	2.1	105%	2	2.1	107%	2.1	104%
5	4.4	88%	4.6	92%	5	4.6	91%	4.7	95%
10	8.1	81%	8.8	88%	10	8.6	86%	9.2	92%
50	37.9	76%	42.2	84%	50	41.0	82%	44.8	90%
100	75.1	75%	83.9	84%	100	81.6	82%	89.2	89%

Las precipitaciones medias anuales obtenidas por ambos métodos fueron las mismas, ya que los valores subestimados se compensan con los sobreestimados, sin embargo la distribución intraanual de la precipitación es diferente. Debido a que SWAT sobreestima los valores más bajos de precipitación y subestima los mayores, y se favorece la disminución de la escorrentía y el aumento de la evapotranspiración.

Sin embargo, en función de cómo se distribuya la precipitación anual, los resultados para cada año pueden ser diferentes con las dos metodologías. Esto se debe a que SWAT considera un número constante de días de precipitación en un año, y esto no es real, ya que en los años secos los días de precipitación son menores y en los años húmedos existen más días con precipitación (Fig. V.62)

Esto significa que los errores son mayores si el número de días de precipitación es muy diferente al valor medio. En la Figura V.63 se observa como en un año seco la precipitación media calculada con SWAT es sobreestimada y en los años húmedos se tiende a subestimar (dependiendo de los días de precipitación para cada año). En clima mediterráneo, con una gran variabilidad de la precipitación, estos errores deberán ser mayores.

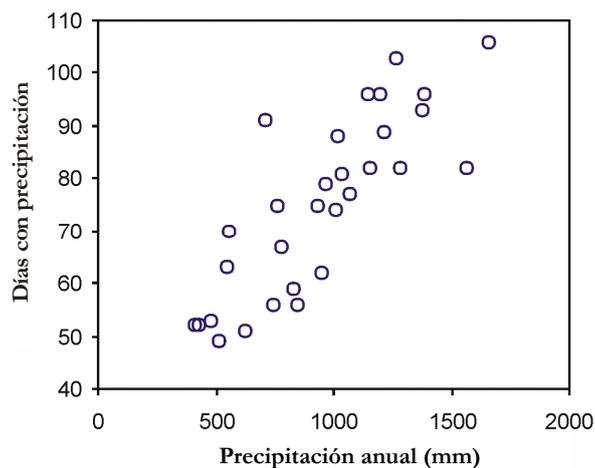


Figura V.62. Relación entre la precipitación anual y los días de precipitación en el pluviómetro 4514.

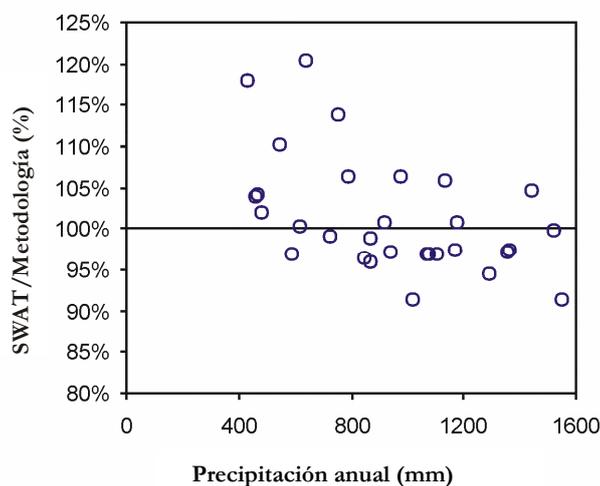


Figura V.63. Ejemplo de la diferencia entre el valor anual obtenido mediante SWAT y la metodología propuesta en las subcuencas del río Odiel. ($pcp_{year} = 768$ mm, $plaps = 780$ mm/km, $days_{pcp,year} = 65$, $EL_{band} - EL_{gage} = 225$).

Para que el modelo pueda representar de una forma más coherente la distribución de la precipitación, se estableció para cada subcuenca una estación ficticia en el centro, y cuya serie de datos fue calculada mediante la metodología propuesta (ecuaciones V.6 y V.7). De esta forma se consigue reproducir más exactamente la distribución espacial y temporal de la precipitación en la cuenca del río Odiel y se homogenizó la información pluviométrica a nivel de subcuencas vecinas. Esta metodología también ha sido aplicada en las simulaciones realizadas en los apartados anteriores de este capítulo.

3.3. CALIBRACIÓN

La cuenca completa del río Odiel se calibra con los datos de aforo registrados en la estación de Gibraleón, situada en la sección de cierre de la subcuenca 53. Para el periodo de calibración se han utilizado los años hidrológicos de 1982 a 2000.

Para las subcuencas más septentrionales (1, 2, 6, 9, 14 y 21), que tienen un comportamiento hidrológico diferente al resto porque drenan materiales más permeables de la zona de Ossa Morena (Galván *et al.*, 2008), se utilizaron los parámetros deducidos de la cuenca del río Múrtigas. Se escogieron estos parámetros, y no los del río Caliente, ya que presentaron mayores valores de NSE tanto a nivel diario como mensual, a pesar de la mala calidad de los datos de aforo. Para la calibración de las subcuencas 41, 42, 43, 45, 46, 47, 50 y 51, todas del río Meca, se han usado los valores de los parámetros obtenidos en el apartado 1.2 del este capítulo.

El resto de subcuencas se han sometido a una autocalibración con SWAT-CUP, partiendo de los valores por defecto, en la que se modificaron las variables: GW_DELAY, ALPHA_BF, GWQMN, GW_REVAP, REVAPMN, RCHRG_DP y ESCO (Tabla V.40). Las seis primeras variables son relativas a las aguas subterráneas mientras que la última variable regula la cantidad de agua que se evapora del suelo. Esta autocalibración comienza con el establecimiento de un rango inicial para cada parámetro, según los máximos y mínimos impuesto por SWAT y la experiencia previa en la zona; luego se obtuvo el rango optimizado y por último el valor optimizado (Tabla V.40).

Tabla 40. Rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT-CUP, para las subcuencas del río Odiel (excepto las situadas al norte y las del río Meca).

Parámetro	Rango inicial	Rango Optimizado	Valor optimizado
GW_DELAY	0 - 80	0 – 2.65	0.27
ALPHA_BF	0 - 1	0.72 – 1	0.95
GWQMN	0 - 500	361 – 485	423.0
GW_REVAP	0.02 - 0.2	0.02 – 0.14	0.02
REVAPMN	0 - 500	324 – 442	383
RCHRG_DP	0 - 1	0 – 0.24	0
ESCO	0.01 - 1	0.01 – 0.65	0.31

En cuanto a los índices estadísticos calculados para el periodo de calibración (Tabla V.41), se observó como el NSE a nivel mensual fue muy bueno según Moriasi *et al.* (2007),

aunque se produjo una sobreestimación del caudal observado del 10%. En la Figura V.64 se muestra la correlación entre el caudal simulado y el observado.

Tabla V.41. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la calibración con SWAT-CUP, de la cuenca del río Odiel.

Índice	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.86	0.93
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.73	0.83
Error cuadrático medio (RMS, m^3/s)	46.64	20.55
Desviación del volumen de escorrentía (DV)	1.10	1.10

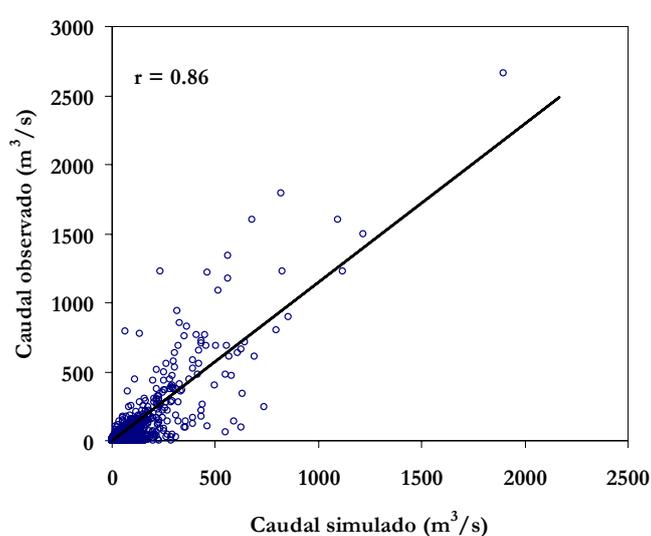


Figura V.64. Correlación entre el caudal simulado y observado, en la cuenca del río Odiel.

En general, se observa un buen ajuste entre el caudal simulado y el observado a nivel diario para periodos húmedos y no tan bueno para periodos secos (Fig.V65). Así, dependiendo del año, en periodos de caudal bajo existen mayores diferencias entre el valor simulado y el observado. Hasta el año 1990/91 existen importantes diferencias durante el estiaje, pues los caudales observados se mantienen anómalamente elevados durante el estiaje. Estas desviaciones parecen deberse más que al modelo, a defectos en el caudal medido, ya que la estación de aforo de Gibraleón no tiene de vertedero canalizado y la curva de gastos ha cambiado varias veces a lo largo del periodo de estudio.

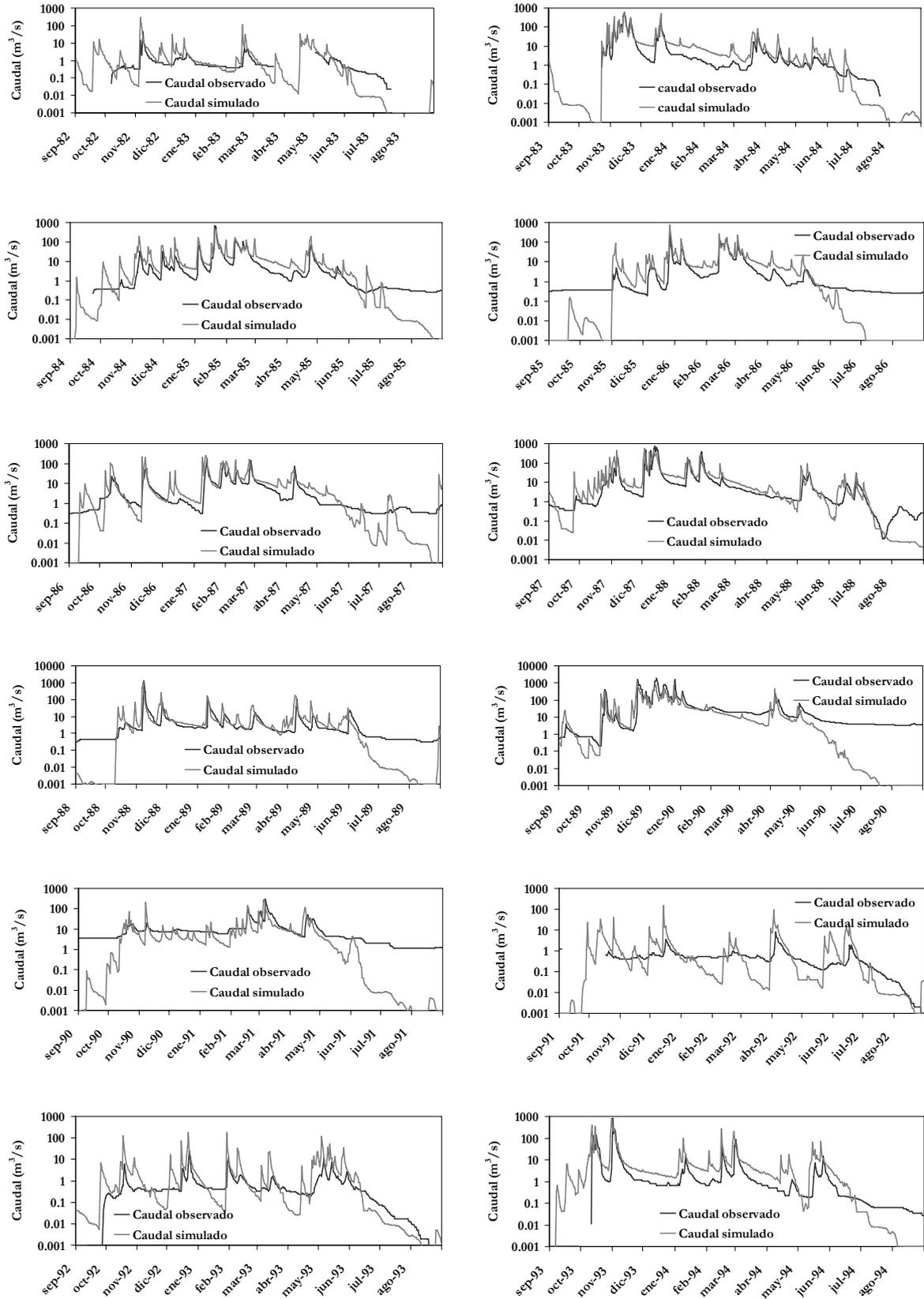


Figura V.65. Evolución del caudal diario observado y simulado, para el periodo de calibración del río Odiel.

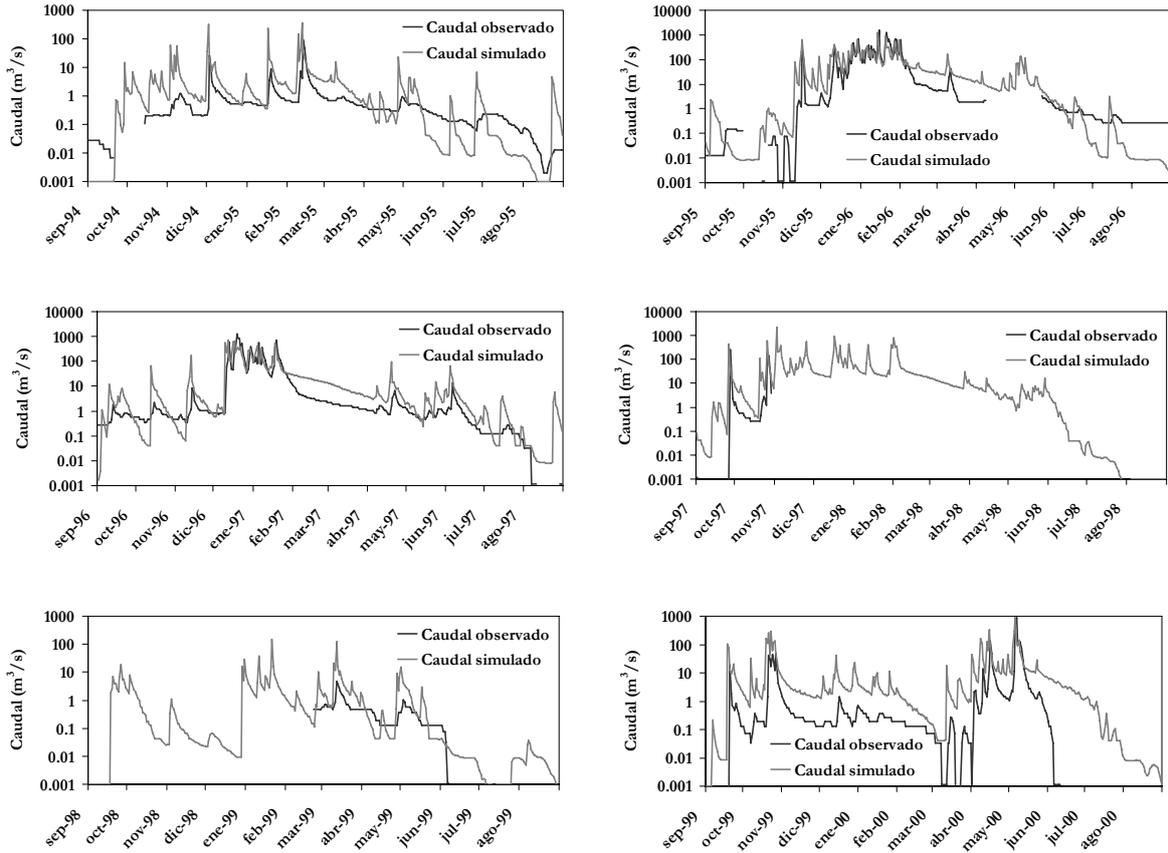


Figura V.65. Continuación.

A nivel mensual se observa que para caudales elevados el valor simulado es ligeramente menor al observado, aunque el coeficiente de correlación es elevado (Figs. V.66 y V.67). Hay un dato que se aparta del resto y que corresponde a diciembre del 1989, en el que existe una aportación mensual observada de 1177 hm^3 , frente a la simulada de 576 hm^3 .

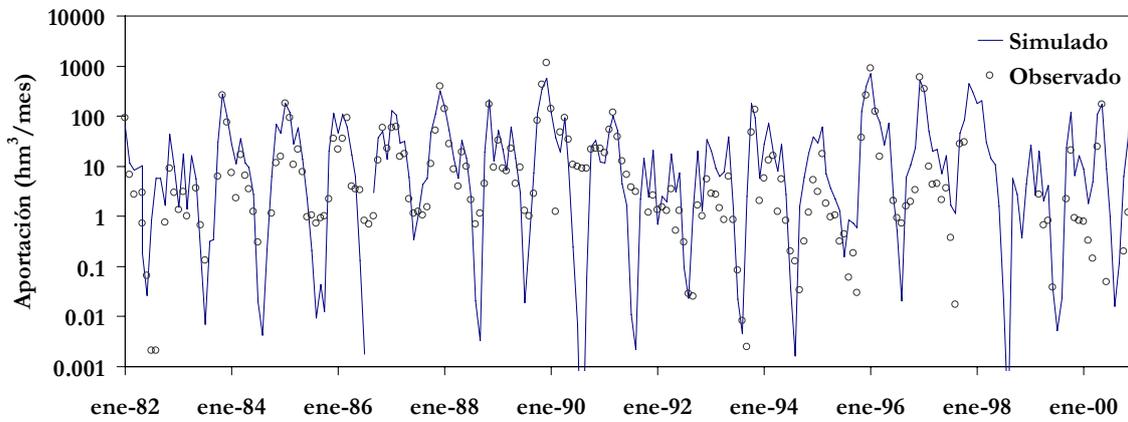


Figura V.66. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas en el río Odiel.

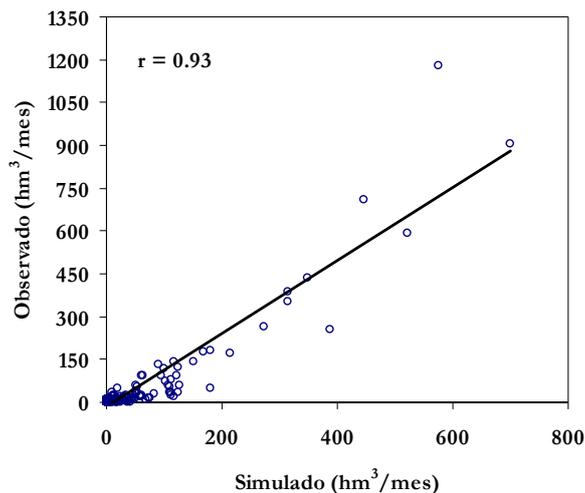


Figura V.67. Correlación entre las aportaciones mensuales simuladas y las observadas en el río Odiel.

También se ha representado la evolución de las diferencias entre las aportaciones mensuales simuladas y observadas, y en donde no se muestra ninguna tendencia definida (Fig. V.68).

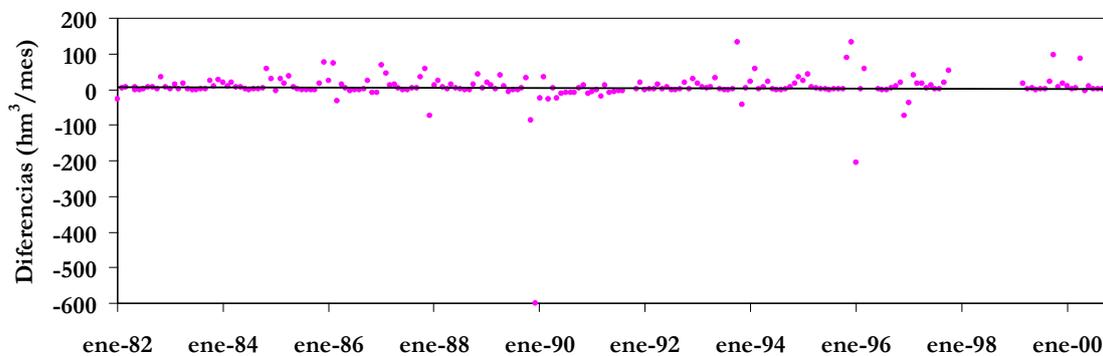


Figura V.68. Evolución mensual de la diferencia entre los valores mensuales simulados y observados.

En la Tabla V.42 se recoge el valor final de las variables tras el proceso de calibración. El parámetro SURLAG sólo se puede modificar a nivel general de la cuenca, por lo que se dejó el valor por defecto del programa (4).

En las subcuencas del río Odiel, calibradas mediante SWAT-CUP, el ALPHA_BF tomó un valor de 0.95, indicando que los materiales de la zona responden rápidamente a la recarga. El parámetro GW_REVAP alcanzó el valor mínimo, evaporándose menos cantidad de

agua de la zona no saturada. El GWQMN y el REVAPMN adoptaron un valor de 423 mm y 383 mm, respectivamente. GW_DELAY también tiene un valor bajo, de 0.27.

Tabla V.42. Valor final de las variables tras el proceso de calibración para la cuenca del río Odiel.

Variable	Subcuencas: 1, 2, 6, 9, 14 y 21	Subcuencas: 41, 42, 43, 46, 50 y 51	Subcuencas: 45 y 47	Resto de subcuencas
ALPHA_BF	0.2	1	0.02	0.95
GW_REVAP	0.055	0.1055	0.02	0.02
SHALLST	-	0	0	-
GWQMN	150	292.5	0	423
REVAPMN	30	442.5	0	383
GW_DELAY	41	0.025	0	0.27
RCHRG_DP	-	0.2	0	0
CN2	-25%	- 30%	- 30%	-
ESCO	-	0.01	0.01	0.31
SOL_AWC	20%	+ 0.04 ud.	+ 0.04 ud.	-

3.4. VALIDACIÓN

Para la validación se reservaron los años 2001 a 2010. En el periodo de validación el NSE a nivel mensual se consideró bueno según Moriasi *et al.* (2007); al igual que en la calibración se alcanzó una sobreestimación del 10% del caudal observado (Tabla V.43). Esta diferencia se justifica por los consumos de agua en la cuenca, especialmente el del embalse del Sancho con destino a la papelera de ENCE, situada fuera de la cuenca, que supone unos 17 hm³ anuales (ver apartado I.2.1)

Tabla V.43. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la validación del río Odiel.

Índice	Diario	Mensual
Coefficiente de correlación de Pearson (r)	0.76	0.87
Coefficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE)	0.57	0.70
Error cuadrático medio (RMS, m ³ /s)	42.37	24.28
Desviación del volumen de esorrentía (DV)	1.10	1.10

La Figura V.69 muestra la evolución del caudal diario observado y simulados para el periodo de validación y la Figura V.70 las aportaciones mensuales.

La Tabla V.44 recoge el valor de cada componente del balance hídrico anual para toda la cuenca del río Odiel. En la Figura V.71 se muestra de manera gráfica el esquema del balance hídrico anual en la cuenca. La ETR supone el 52% de la precipitación.

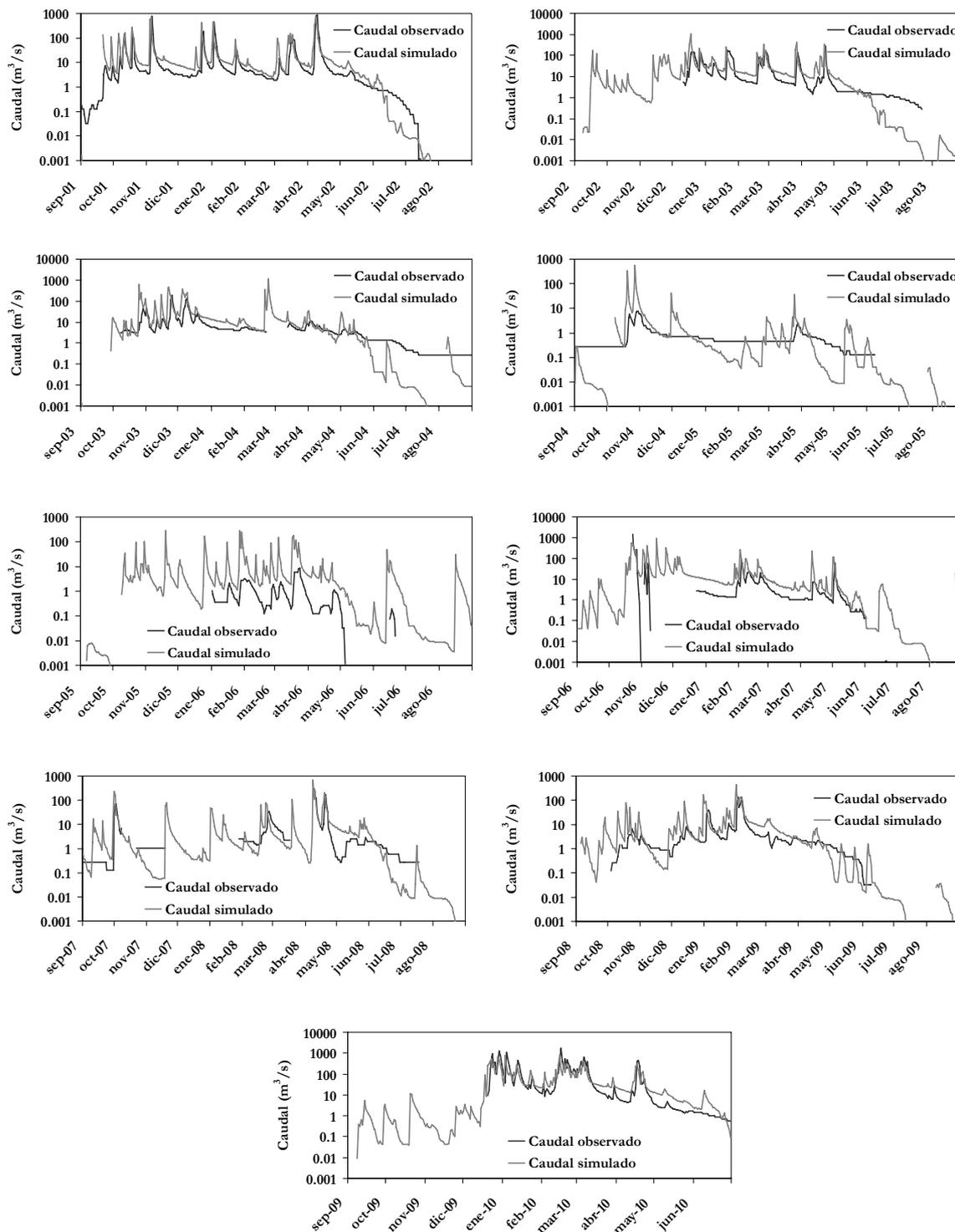


Figura .V.69 Evolución diaria del caudal simulado y observado para el periodo de validación del río Odiel.

En la Tabla V.45 se recogen algunos de los resultados por subcuencas. La precipitación varía entre los 1105 mm en la subcuenca 2 y los 525 mm en la 45. Los caudales específicos más elevados se producen en las subcuencas de la 2 a la 5 (entre 14 y 17 L/s km²), mientras

que los más bajos (entre 4 y 6 L/s km²) se dan en algunas subcuencas del sur donde la precipitación es menor.

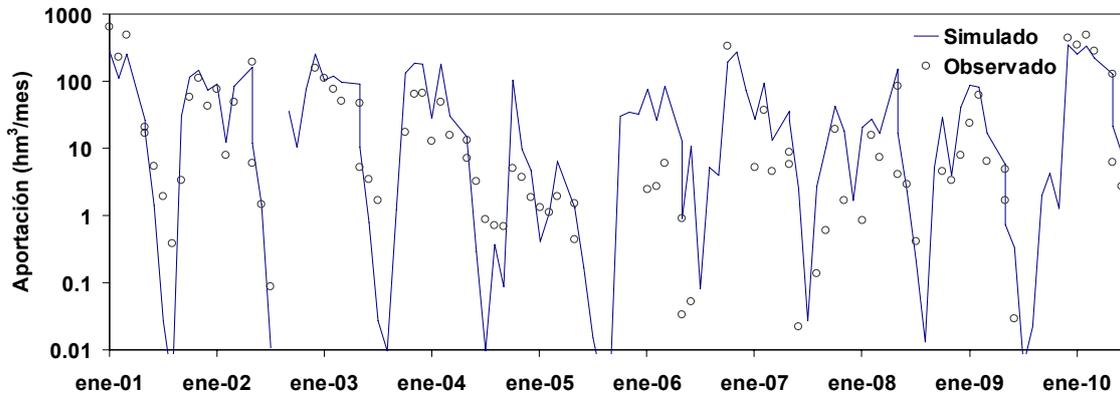


Figura V.70. Representación de las aportaciones mensuales para el periodo de validación para el río Odiel

Tabla V.44. Valores medios anuales de las componentes del balance hídrico de la cuenca del río Odiel para todo el periodo de simulación (en mm).

Precipitación	667.6
ETR	345.3
Escorrentía superficial y subsuperficial	147.1
Infiltración al acuífero	173.2
Salidas acuífero	
- Flujo base	106.4
- Revap	28.2
- Acuífero profundo	22.6

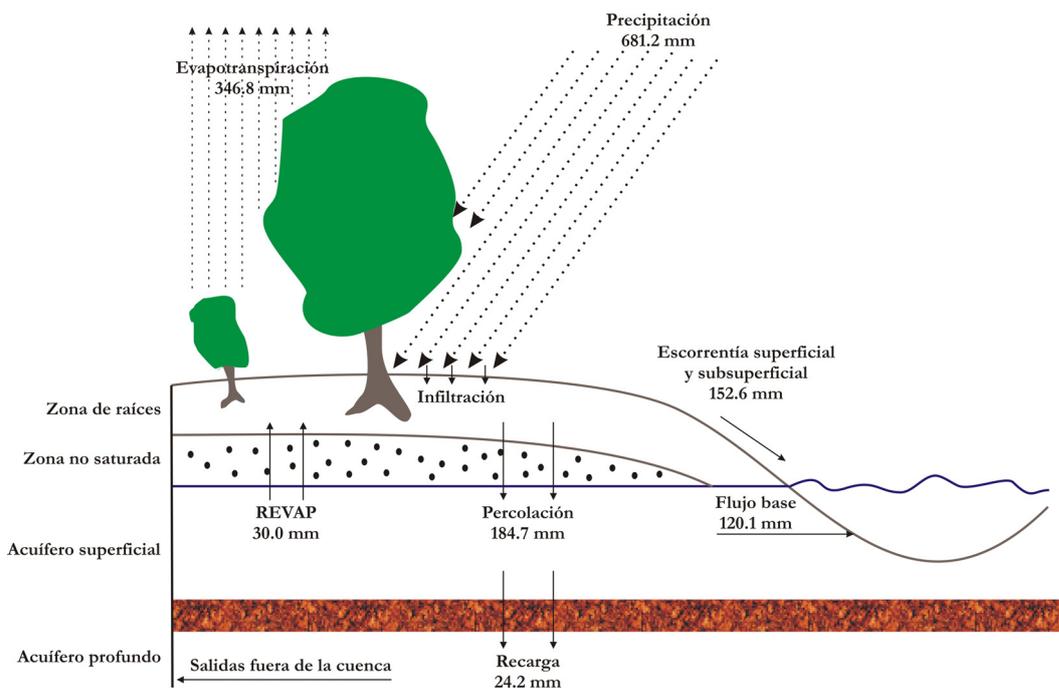


Figura V.71. Representación esquemática del balance hídrico anual del río Odiel.

Considerando el periodo total de simulación, se obtiene una aportación media anual para la cuenca del río Odiel de 550.2 hm^3 . La aportación de la cabecera del río Odiel (definida hasta la desembocadura de la rivera del Olivargas) es de 184 hm^3 (33% del total), la de la rivera del Olivargas de 50 hm^3 (9.1%), la del río Oraque de 149 hm^3 (27%) y la del río Meca de 57.5 hm^3 (10.5%).

4. RESUMEN Y CONCLUSIONES

El tratamiento de la precipitación del programa SWAT es mejorable en cuanto a su distribución espacial y temporal. Por un lado, la elección de la estación pluviométrica más próxima al centro de la subcuenca hace que se pierda la información de muchas estaciones y que, a veces, no se elija la estación más representativa de la precipitación media en la subcuenca.

Por el otro lado, el método para determinar el incremento de la precipitación con la altitud no es el adecuado, pues se calcula una cantidad constante de precipitación en función de la diferencia entre la elevación del pluviómetro y la altitud media de la subcuenca. Este valor constante se suma a todos los días en los que existe precipitación; este hecho produce la sobreestimación de las precipitaciones diarias bajas y la subestimación de las elevadas.

En este capítulo se ha expuesto una metodología que representa más adecuadamente la precipitación orográfica y se ha empleado en las simulaciones realizadas. Ésta consiste en calcular una tasa de incremento (*iplaps*) por la que se multiplica la precipitación diaria de la estación pluviométrica.

En la cuenca del río Meca, después de la calibración, se obtuvo un valor del NSE a nivel mensual de 0.89, considerado muy bueno según Moriasi *et al.* (2007), y una sobreestimación de los caudales observados del 5%. A pesar de que la relación entre el caudal simulado y observado a nivel mensual es muy buena, se observaron algunas diferencias significativas, que se atribuyen a los errores en la medida de la aportación diaria al embalse del Sancho y/o que las estaciones pluviométricas pueden no ser representativas de la precipitación de la zona (especialmente en el caso de las precipitaciones torrenciales).

Las mayores diferencias entre el caudal observado y el simulado se dieron en épocas de caudal bajo, cuando la medida de las aportaciones al embalse del Sancho conllevan mayor error, este hecho dificulta la labor de calibración de la cuenca del río Meca.

En el periodo de validación para el río Meca se obtuvo un valor del NSE a nivel mensual de 0.75, considerado bueno según Moriasi *et al.* (2007). Se produjo para este periodo una elevada sobreestimación del caudal observado; causada principalmente por el mal ajuste conseguido para el año hidrológico 2001/2002, probablemente por la dificultad de la medida cuando las aportaciones al embalse del Sancho son bajas.

En la comparación entre los distintos métodos de cálculo de la ETP con el método de Hargreaves (el utilizado en las simulaciones de este trabajo), se observa como el método de Thornthwaite sobrestima los caudales observados en un 44%, mientras que con el método de FAO Penman-Monteith (recomendado por la FAO) se obtuvieron resultados similares a los de Hargreaves.

En cuanto a las cuencas de los ríos Chanza y Arochete, se consiguieron resultados satisfactorios del NSE. Debido a que los datos de aforo de las estaciones de estas subcuencas parecen erróneos y a los bajos caudales específicos observados, fue necesario reducir acusadamente el CN2, aumentar el SOL_AWC y además elevar las salidas hacia el acuífero profundo, por lo que se decidió no utilizar esta información en la cuenca del río Odiel.

En los ríos Múrtigas y Caliente también se observaron problemas en los datos de las estaciones de aforo. No obstante, para el periodo de calibración la desviación del volumen de esorrentía fue próximo a 1 en ambos ríos, y el valor mensual del NSE fue de 0.61 para el río Múrtigas y de 0.56 para el río Caliente. En la validación los NSE a nivel mensual mejoraron ligeramente y se produjo una subestimación de los caudales observados en el río Múrtigas del 8% y una sobreestimación en el río Caliente del 26%. Debido al mejor ajuste obtenido en el río Múrtigas, esta información se utilizó para la zona norte de la cuenca del río Odiel.

Finalmente se hizo la simulación del río Odiel obteniéndose un valor del NSE muy bueno a nivel mensual, aunque se alcanzó una sobreestimación del 10% del caudal observado, que

puede deberse a los consumos del agua que no se ha tenido en cuenta en la cuenca. Para el periodo de validación se mantuvo esta sobreestimación y el NSE a nivel mensual se considera bueno. Las mayores diferencias se observaron durante el estiaje y en años secos; esto se debe a que la estación de aforo usada en la calibración (Gibraleón 4307) no dispone de un vertedero canalizado y la medida de los caudales bajos conlleva una mayor imprecisión.

Para el periodo de simulación (1982 a 2010) el río Odiel tuvo una aportación media de 550.2 hm^3 ($17.5 \text{ m}^3/\text{s}$), de la cual un 33% del total es aportada por su cabecera, un 9.1% por la rivera del Olivargas, un 27% por río Oraque y un 10.5% por el río Meca.

Se comprueba un gran problema con los datos de las estaciones de aforo disponibles en la cuenca del río Odiel y su entorno: las series de caudal no son continuas en el tiempo, se presentan a menudo valores anómalos y en algunas estaciones, los datos son inutilizables, pues parecen claramente erróneos.

El modelo SWAT constituye una buena herramienta para reproducir registros históricos de caudal y simular resultados allí donde no se disponga de datos de aforo. Se han conseguido buenos ajustes (o al menos satisfactorios) en todas las subcuencas donde existían datos de caudal.

Sin embargo, estos ajustes se logran a costa de ‘sacrificar’ la base conceptual del modelo. Así se ha tenido que incluir en todos los casos recarga hacia un acuífero profundo, que en realidad no existe, como forma de reducir el exceso de escorrentía generado. La descarga al acuífero profundo es considerada una salida del sistema y, probablemente, representa salidas por evapotranspiración de los bosques de eucaliptos, muy abundantes en la zona. En el caso de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete, las descargas al acuífero profundo son necesarias para disminuir de forma muy notable la escorrentía, y ajustarla a los valores observados, probablemente erróneos.

Otro inconveniente del modelo SWAT es la gran cantidad de parámetros de entrada, muchos de ellos involucrados en más de un proceso físico en la cuenca, por lo que distintas combinaciones de los parámetros pueden dar como resultado simulaciones similares.

CAPÍTULO VI. CÁLCULO DE LA CARGA CONTAMINANTE

En esta sección se realiza el cálculo de la carga contaminante transportada por diversos ríos y arroyos de la cuenca del río Odiel. En algunos puntos de muestreo se instalaron data-loggers con el fin de registrar en continuo el nivel del agua en el cauce y la conductividad eléctrica, y tener una estimación más exacta de la carga transportada, a partir de las relaciones entre la conductividad eléctrica y la concentración disuelta de los distintos elementos analizados. Además, en los casos de los embalses del Sancho y Olivargas se deduce la concentración media de elementos disueltos a partir de los datos de carga calculados, y se compara con los datos medidos en ambos embalses. Por último, se realiza un balance de la carga contaminante de toda la cuenca.

1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se calcula la carga contaminante de algunos puntos de la red fluvial del río Odiel, mediante la relación entre el caudal obtenido con el modelo SWAT y las concentraciones de elementos disueltos. Para establecer estas relaciones se utilizarán los análisis realizados en el marco de esta Tesis, para el año hidrológico 2009/10. Hay que reseñar que este año fue excepcionalmente lluvioso y no refleja las condiciones hidrológicas medias. También se han usado algunos datos analíticos de Sarmiento (2007) y datos analíticos de los embalses del Sancho y Olivargas, obtenidos en el desarrollo del Proyecto “El ciclo de los metales y su impacto en la calidad del agua en la cuenca del río Odiel” (E. Torres Sánchez, comunicación personal).

También se calcula la carga contaminante para el año 2009/10 a partir de las relaciones entre la conductividad eléctrica y la concentración de elementos, en alguno de los puntos en los que se instalaron data-loggers, con registro continuo del nivel del agua y de la conductividad eléctrica; para contrastar los datos obtenidos a partir de las relaciones con el caudal.

En este trabajo siempre se hace referencia a la carga disuelta de elementos, pues las muestras fueron filtradas a través de filtros de 0.45 μm . Según estudios previos la mayoría de los metales tóxicos (Al, Cd, Co, Ni, Zn, etc.) se transportan casi exclusivamente en disolución sin embargo, la fracción de As, Cr, Fe y Pb transportada en la fase particulada puede ser importante, especialmente durante las avenidas (Cánovas *et al.*, 2007, 2008 y 2010).

En cuanto a las relaciones entre la concentración de elementos y el caudal o la conductividad eléctrica, en este capítulo se consideran aceptables aquellas con un coeficiente de determinación superior a 0.60, que es equivalente a un coeficiente de correlación de 0.77. Se ha comprobado que con estos valores las relaciones son siempre estadísticamente significativas a un nivel de confianza del 95% ($p < 0.05$).

Para comprobar la calidad y fiabilidad de los datos obtenidos en los análisis químicos, se estimó el error obtenido a partir del balance iónico. Normalmente suele existir una pequeña diferencia entre la suma de aniones y cationes en meq/L, debido a los errores acumulados

en las determinaciones individuales. El error de un balance iónico viene dado según la ecuación (Appelo y Postma, 1999):

$$Error(\%) = 100 \left(\frac{\sum Cationes - \sum Aniones}{\sum Cationes + \sum Aniones} \right) \quad VI.1$$

Los errores obtenidos son habitualmente menores del 10%, aunque en algún caso llegan a un 20%. Estos errores relativamente elevados se deben a la complejidad analítica de las aguas ácidas de mina, y a que no se han analizado en la mayoría de las muestras compuestas como cloruro y nitrato. Estos aniones, aunque no suelen estar en proporciones muy elevadas en aguas ácidas en relación al sulfato, pueden influir en los errores de las muestras menos concentradas

Los puntos en los que se dispone de resultados analíticos se recogen en la Tabla VI.1 y en la Figura VI.1 se observa su localización geográfica.

Tabla VI.1. Código, descripción, coordenadas, existencia de data-logger de los puntos de muestreo y número de muestras en cada periodo.

Código	Descripción	UTMX	UTMY	Datalogger	Muestras 2002/2006	Muestras 2009/2010
1	Rivera del Olivargas	163511	4186626	SI		15
2	Arroyo Herrerito	165040	4186583	SI		9
3	Arroyo Los Peces	164239	4186939	SI		16
9	Río Odiel (Mina Poderosa)	176564	4184543		7	
14	Río Agrio	174892	4182370		10	
15	Río Odiel (Puente Cinco Ojos)	174630	4182590	SI	16	13
16	Rivera Seca	172909	4184812		7	
19	Rivera Escalada	169369	4186322		7	
26	Ayo. Los Peces (Cueva de la Mora)	165763	4187872		11	
31	Embalse Olivargas	164404	4180913		8	
34	Río Odiel (después de Olivargas)	163410	4173507		13	
38	Arroyo Coladeros	168010	4173329		7	
41	Rivera del Villar	164308	4172062		8	
45	Río Odiel (Sotiel)	160504	4167970	SI	15	13
61	Rivera Pelada	148617	4180689		9	
63	Barranco Tamujoso	154579	4177103		7	
69	Rivera de la Fresenera	147597	4181619		8	
71	Río Oraque	147351	4172802		8	
76	Rivera de Aguas Agrias (Tharsis)	141086	4169090		15	
77	Río Oraque	147827	4161715	SI	12	12
88	Río Meca	139293	4157107	SI	15	13
90	Embalses del Sancho	147840	4153667		7	
91	Río Odiel (Gibralcón)	147756	4144613	SI	13	16

Los muestreos comprendidos entre el año 2002 y 2006 pertenecen al trabajo realizado por Sarmiento (2007). Los data-loggers se instalaron a lo largo de la primavera y el verano de 2009. En esta Tesis, se tratan los datos tomados hasta final de junio de 2010, cuando la mayoría de los cursos de agua se habían secado.

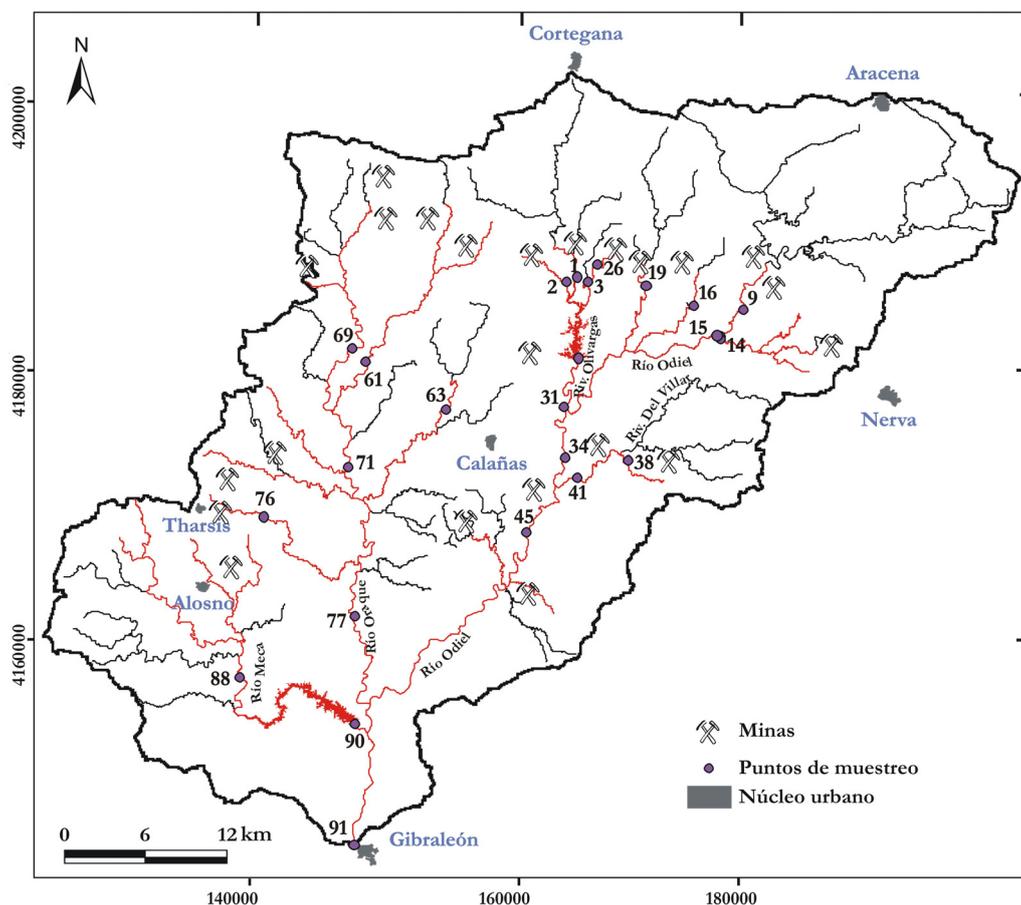


Figura VI.1. Mapa de localización de los puntos de muestreo (en rojo, tramos afectados por AMD).

En primer lugar se tratan a continuación los puntos en los que se instalaron data-loggers y se realizaron los muestreos durante el año 2009/10 y, posteriormente, se calcula la carga de elementos en el resto de los puntos.

2. APORTES DE ELEMENTOS DEL RÍO MECA

Los lixiviados que se producen en las instalaciones del Distrito Minero de Tharsis vierten sobre algunos arroyos de la parte norte de la cuenca del río Meca (Fig.VI.2), generando su

contaminación. El río Meca, antes de su desembocadura en el río Odiel, está regulado en su tramo final por embalse del Sancho (Fig. VI.2).

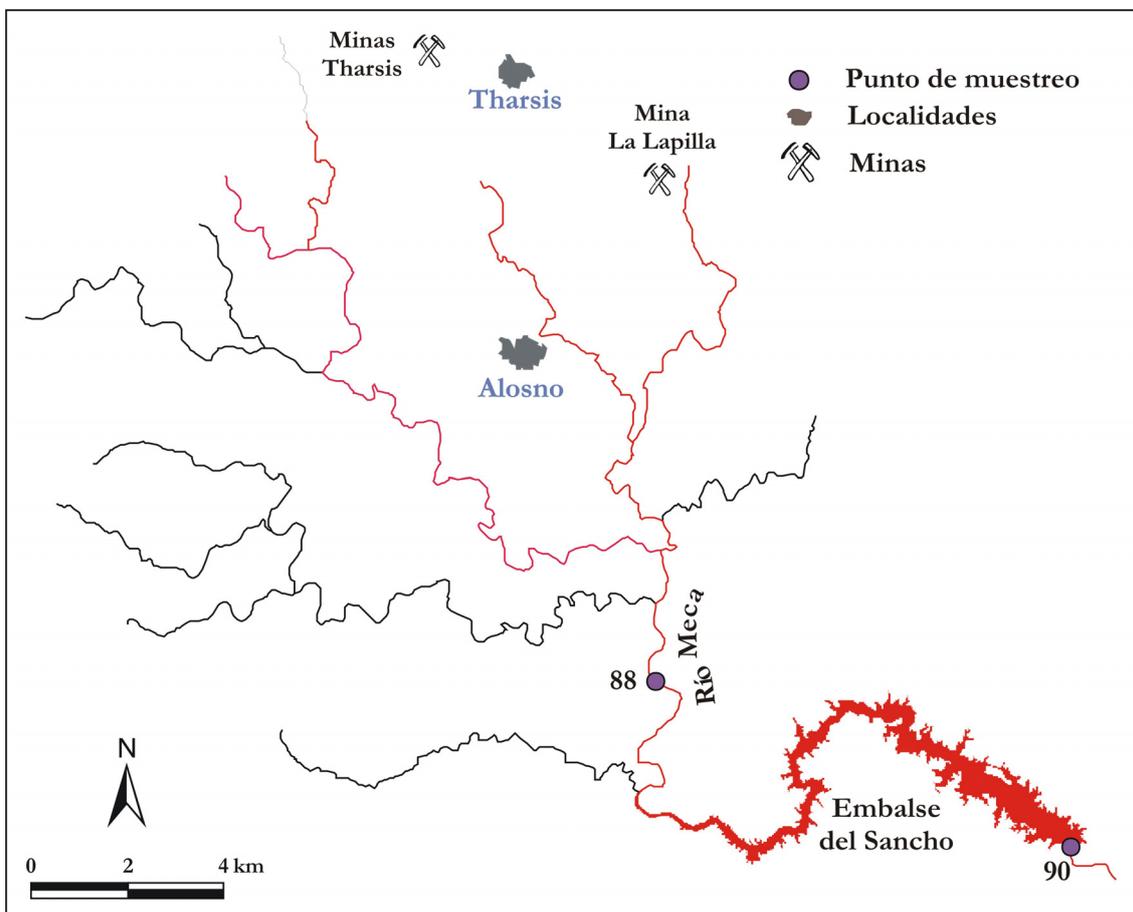


Figura VI.2. Red de drenaje del río Meca y situación de los puntos de control analítico (las minas de Tharsis incluyen una amplia zona con las cortas de Filón Norte, Filón Centro y Filón Sur, y Sierra Bullones).

A continuación se calculará la carga de elementos transportada por el río Meca durante el año 2009/10, a partir de la conductividad eléctrica y del nivel registrado en el data-logger. El caudal en este caso se ha obtenido mediante la construcción de una curva de gastos en el punto de control (punto 88 en la Fig. VI.2). En un apartado posterior se calculará la carga de elementos a partir de las relaciones entre la concentración y el caudal generado por el modelo SWAT. Como forma de contrastar ambas metodologías, se calculará la concentración media en el embalse del Sancho a partir de las cargas transportadas y se comparará con los datos analizados en el embalse. Por último, se estimará la cantidad de elementos que quedan retenidos en los sedimentos del embalse.

2.1. A PARTIR DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Como se expuso en el capítulo de Metodología, en abril de 2009, se instaló un data-logger en el río Meca antes de su llegada al embalse del Sancho, para el control en continuo del nivel (cada 30 minutos), conductividad eléctrica y temperatura del agua (Fig. VI.3 y VI.4).



Figura VI.3. Fotografía de la instalación del data-logger el 28 de abril de 2009.

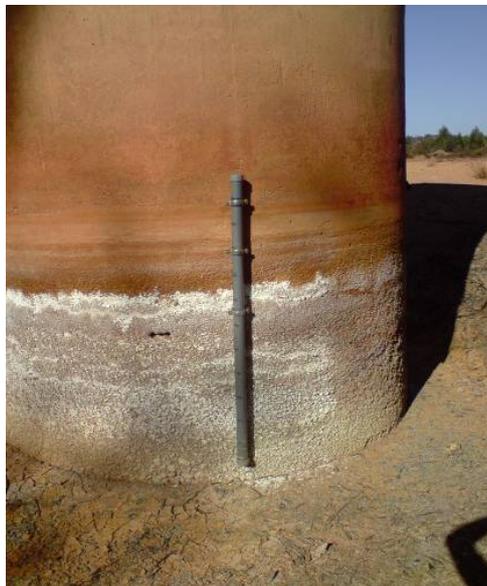


Figura VI.4. Fotografía del data-logger del río Meca el 14 de octubre de 2009; se observa el cauce totalmente seco y la precipitación de sales evaporíticas de color blanco.

Los datos de caudal en este punto se han obtenido a partir de las medidas de nivel en el data-logger y una curva de gastos construida con los datos de aportes al embalse del Sancho

y de los aforos puntuales realizados. Durante el año hidrológico 2009/10 se dispone de las entradas y salidas del embalse del Sancho; el aporte diario al embalse se ha calculado como:

$$A_i = V_i - V_{i-1} + S_i + R_i \quad VI.2$$

siendo A , el caudal de entrada en el día i , V el volumen almacenado en el embalse, S las derivaciones de agua para el abastecimiento y R las cantidades liberadas por el aliviadero. El aporte así obtenido se multiplicó por 0.62, para obtener el caudal en el punto de muestreo. Este coeficiente representa la escorrentía generada en la superficie de la cuenca que vierte sus aguas al punto de muestreo, en relación a la superficie de la cuenca vertiente al embalse (Galván *et al.*, 2009). Sólo se consideró el cálculo con aportes superiores a $1 \text{ m}^3/\text{s}$, pues en épocas de aguas bajas la incertidumbre en la medida del nivel del agua en el embalse introduce un gran error en el cálculo anterior (Galván *et al.*, 2009). Aunque para el cálculo del caudal de entrada al embalse no se tiene en cuenta el efecto de la evaporación, en condiciones de elevados caudales este efecto es despreciable.

Para caudales bajos se han utilizado las medidas puntuales obtenidas mediante aforo con micromolinete durante los muestreos. La curva de gastos deducida se divide en dos tramos, hasta el nivel de 80 cm y a partir de esa altura (Fig.VI.5).

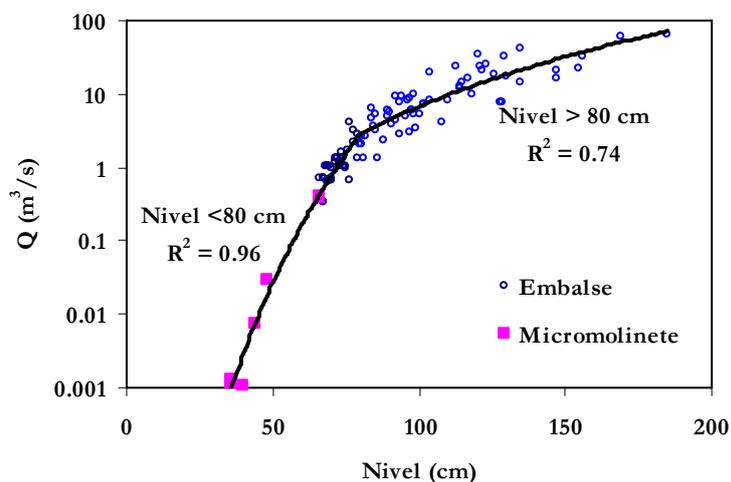


Figura VI.5. Curva de gastos del río Meca en el punto de control 88.

La evolución del caudal calculado de esta forma se muestra en la Figura VI.6. Durante la primavera del año 2009, los caudales fueron muy bajos (menores de $0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) y el río se

secó completamente en el mes de mayo. Las escasas lluvias de otoño no produjeron una escorrentía apreciable hasta diciembre de 2009, cuando el caudal se situó en torno a 0.01 m³/s. El 18 de diciembre se inició un periodo de lluvias intensas que provocó una elevación muy rápida del caudal, hasta 36 m³/s el día 24. Estas lluvias continuaron durante todo el mes de enero y febrero de 2010, alcanzándose un caudal máximo de 72 m³/s el 4 de enero. En los meses de marzo y abril, las lluvias también fueron intensas, lo que provocó importantes crecidas (Fig. VI.6).

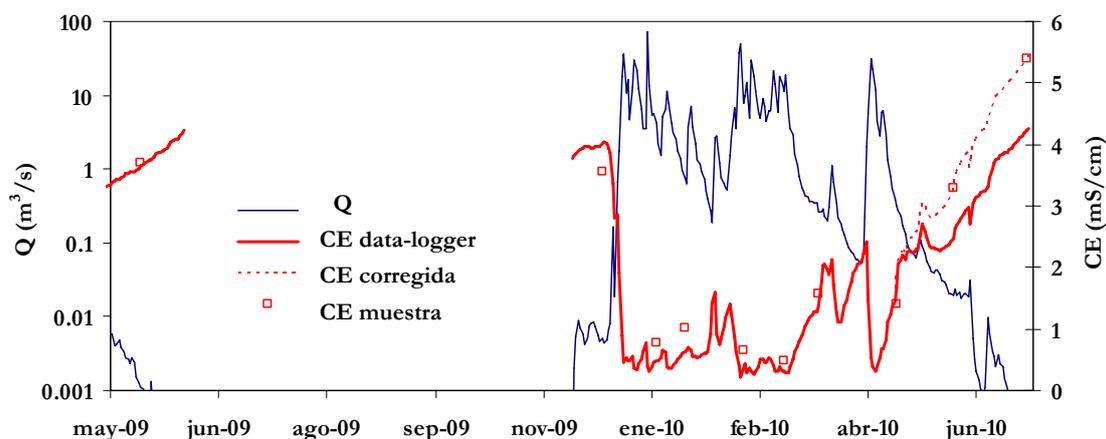


Figura VI.6. Evolución del caudal y la conductividad eléctrica a partir del data-logger en el río Meca. Se muestra también la conductividad eléctrica corregida (ver texto) y la determinada en los muestreos puntuales.

En el mismo punto del río Meca se tomaron 13 muestras con una periodicidad aproximadamente mensual, más frecuente durante los episodios de avenidas, el resultado de los análisis de estas muestras se recoge en la Tabla VI.2. Los valores de pH fueron muy constantes, entre 2.10 y 3.12, debido al efecto de tamponamiento por la precipitación de Fe³⁺ (Nordstrom y Alpers, 1999). Por el contrario la conductividad eléctrica varió ampliamente (en un rango de 0.48 a 5.39 mS/cm). En cuanto a los metales mayoritarios destacaron las concentraciones de Fe (5.4 a 311 mg/L) y Al (8.8 a 305 mg/L).

La conductividad eléctrica medida con el data-logger se comparó con la determinada en los muestreos puntuales (Figs. VI.6 y VI.7). En general, se observa una buena relación; únicamente existen dos muestras en las que el data-logger aporta valores más bajos que los medidos en campo. Estas diferencias se deben a un funcionamiento deficiente del sensor durante los últimos meses, probablemente por la precipitación de compuestos de hierro, de

forma que, con el paso del tiempo, se produce una diferencia progresiva entre el valor real y el valor obtenido. Por ello, para eliminar esta tendencia, las medidas obtenidas en este periodo han sido corregidas (Fig. VI.6).

Tabla VI.2. Datos analíticos de los muestreos realizados en el río Meca durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh	C.E.	Al	As	Ba	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu
		mV	mS/cm	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
27-Feb-09	2.76	735	1.3	83	<l.d.	10	3.2	41	48	969	<l.d.	10
20-Apr-09	2.64	681	3.4	122	<l.d.	7.7	6.5	71	79	1402	36	13
28-Apr-09	2.70	709	2.7	133	<l.d.	9.2	6.9	77	84	1489	43	14
15-May-09	2.54	724	3.7	156	<l.d.	8.9	8.1	88	94	1748	40	16
14-Dec-09	3.12	666	3.5	184	<l.d.	7.9	9.5	116	103	1748	29	13
8-Jan-10	3.08	664	0.8	19	36	16	0.5	17	14	152	13	2.6
21-Jan-10	2.59	682	1.0	38	36	15	1.3	23	22	338	23	5.5
17-Feb-10	2.64	642	0.6	19	<l.d.	17	0.5	12	<l.d.	46	12	2.5
8-Mar-10	2.69	642	0.5	8.8	<l.d.	9.1	0.4	11	8.1	91	9.8	1.6
24-Mar-10	2.40	741	1.6	46	<l.d.	13	1.9	25	34	419	31	7.4
29-Apr-10	2.35	751	1.4	52	34	13	2.3	26	46	538	35	9.9
25-May-10	2.21	759	3.3	153	293	15	6.5	53	108	1324	79	23
28-Jun-10	2.10	770	5.4	305	222	17	13	81	198	2785	151	43
Media	2.60	705	2.2	101	124	12	4.7	49	70	1004	42	12
Mediana	2.64	709	1.6	83	36	13	3.2	41	64	969	33	10
Mín.	2.10	642	0.5	8.8	<l.d.	7.7	0.4	11	<l.d.	46	<l.d.	1.6
Máx.	3.12	770	5.4	305	293	17	13	116	198	2785	151	43
Desv. Est.	0.30	45	1.5	85	124	3.5	4.0	34	53	829	39	11
l.d. es el límite de detección												
	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	SO₄	Si	Sr	Zn
	mg/L	mg/L	µg/l	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L
27-Feb-09	33	<l.d.	115	98	13	44	349	<l.d.	n.d.	11	100	25
20-Apr-09	23	3.8	242	155	19	64	594	74	1641	19	191	36
28-Apr-09	24	4.9	274	158	23	72	611	<l.d.	1755	20	204	37
15-May-09	24	<l.d.	325	193	25	80	768	<l.d.	2007	23	231	43
14-Dec-09	5.4	5.8	435	213	37	157	837	74	2253	31	314	52
8-Jan-10	29	2.4	31	25	2.8	21	72	<l.d.	348	5.6	51	6.4
21-Jan-10	52	2.4	49	42	4.8	29	111	21	630	6.7	70	13
17-Feb-10	16	1.7	26	21	2.2	15	<l.d.	23	270	4.5	39	6.2
8-Mar-10	12	4.5	<l.d.	16	1.3	15	32	<l.d.	180	4.2	34	4.3
24-Mar-10	61	1.8	67	56	6.0	26	176	38	756	7.7	70	17
29-Apr-10	105	1.6	79	61	7.2	23	196	38	969	8.4	65	24
25-May-10	219	2.3	217	152	20	38	522	92	2277	19	127	54
28-Jun-10	311	3.8	416	294	41	67	1086	186	4338	40	212	108
Media	70	3.2	190	114	16	50	446	68	1452	15	131	33
Mediana	29	2.4	166	98	13	38	436	56	1305	11	100	25
Mín.	5.4	<l.d.	<l.d.	16	1.3	15	<l.d.	<l.d.	180	4.2	34	4.3
Máx.	311	5.8	435	294	41	157	1086	186	4338	40	314	108
Desv. Est.	92	1.4	149	87	13	39	342	54	1195	11	89	28

l.d. es el límite de detección

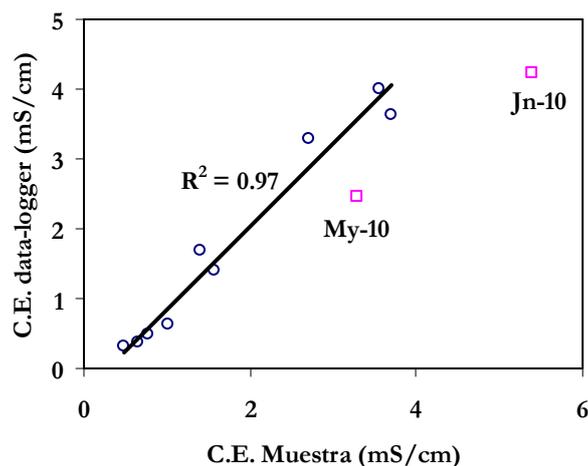


Figura VI.7. Relación entre la conductividad eléctrica medida con el data-logger y la registrada en las muestras en el río Meca. En el cálculo de la recta de regresión mostrada no se incluyen los datos de mayo y junio de 2010.

Con las primeras lluvias de diciembre de 2010, la conductividad se mantiene en torno a 4 mS/cm. No obstante, cuando aumenta el caudal la conductividad decrece progresivamente, alcanzándose, a partir del día 24, valores próximos a 0.5 mS/cm (para un caudal de 36 m³/s). A partir de ese instante, la relación entre ambas variables cambia, de forma que para el mismo caudal se tienen menores valores de conductividad (Fig. VI.8). Este cambio se debe a la redisolución de las sales evaporíticas precipitadas durante el estiaje en las zonas mineras y junto a los cauces, y que son lavadas completamente con la primera crecida importante del año (Fig. VI.4).

Estas crecidas se producen habitualmente al principio del otoño, provocando las máximas concentraciones de contaminantes del año (Olías *et al.*, 2004; Cánovas *et al.*, 2007). En el año 2009/10 el lavado de sales solubles es más tardío, debido a las precipitaciones del otoño, escasas y de menor intensidad (la conductividad no supera los niveles del verano). En diciembre con las primeras precipitaciones importantes, la eliminación de las sales se realiza de forma muy rápida, pues cuando se producen las precipitaciones son muy intensas y provocan una abrupta crecida del caudal (Fig. VI.6).

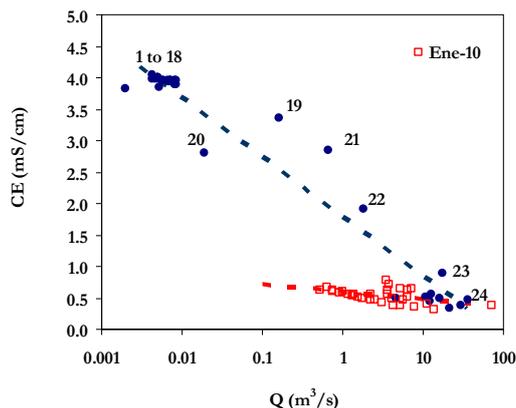


Figura VI.8. Relación entre los datos diarios de la conductividad eléctrica y del caudal en el río Meca. Los puntos azules corresponden a los valores hasta diciembre de 2009 y los cuadrados rojos a los valores a partir de enero de 2010.

En la Figura VI.9 se representan las correlaciones entre la conductividad eléctrica y la concentración de algunos elementos. Hay un grupo de ellos con coeficientes de determinación (R^2) superiores a 0.90: Al, Be, Co, Cd, Mg, Mn, Ni, Si y sulfato. Otros elementos con buena correlación con la conductividad eléctrica, con R^2 entre 0.80 y 0.90, son: Ca, Cu, Cr, Na, Sr y Zn. Arsénico, Ba, Fe, Pb y K no tienen buena relación, por lo que no es posible calcular su carga (R^2 menor de 0.60).

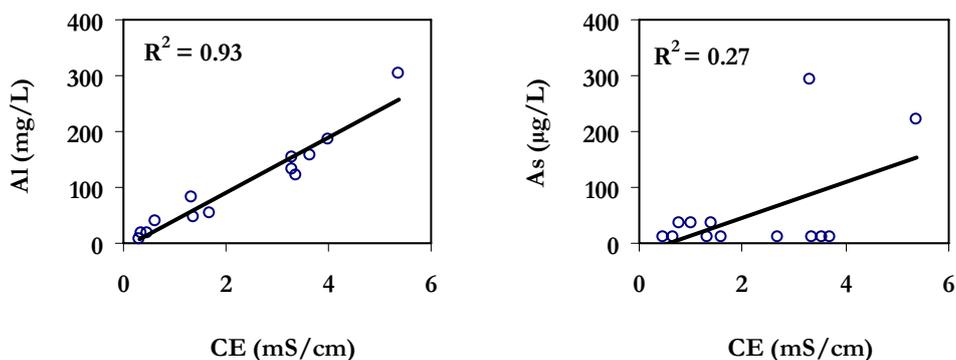


Figura VI.9. Relaciones entre la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de elementos, en el río Meca.

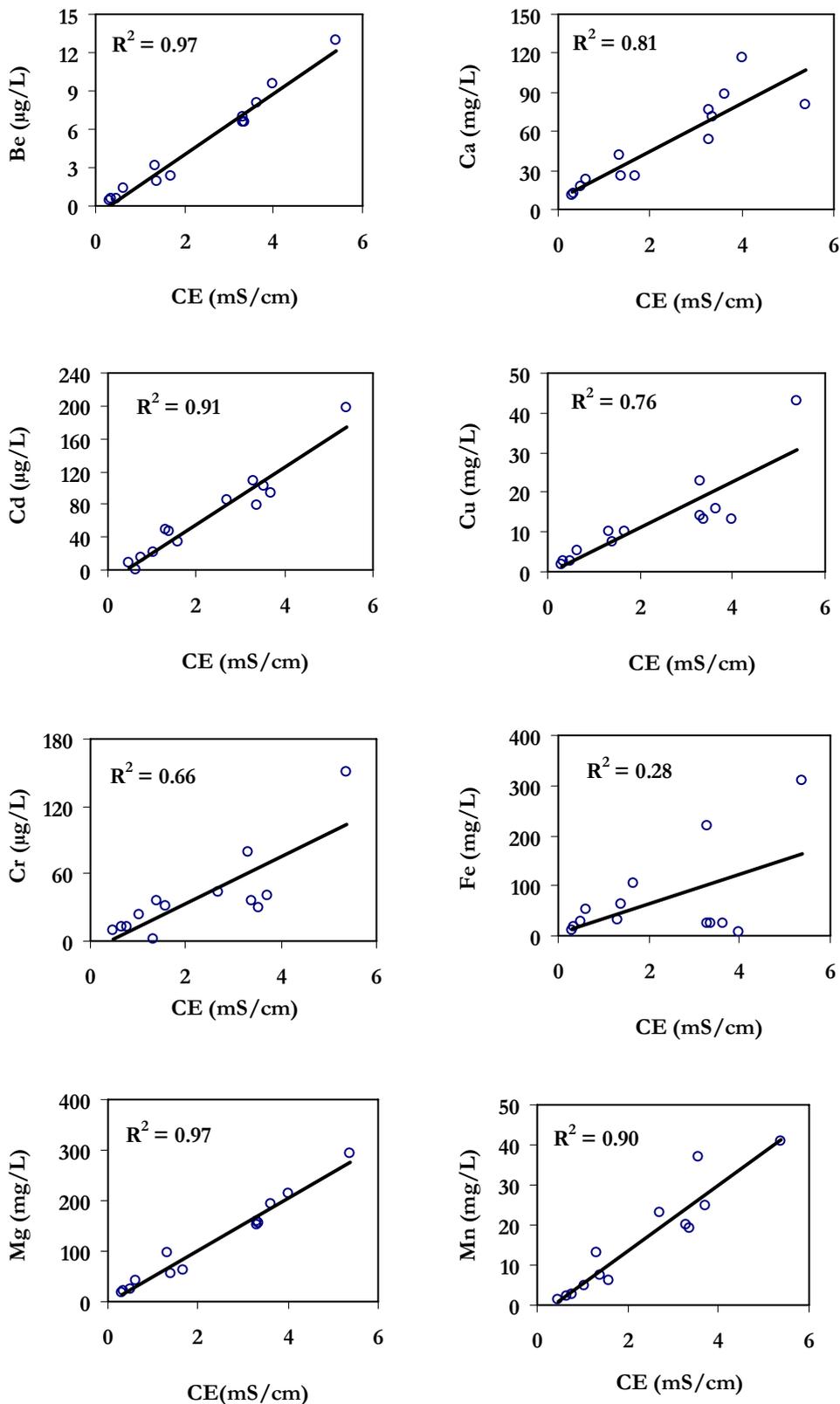


Figura VI.9. Continuación.

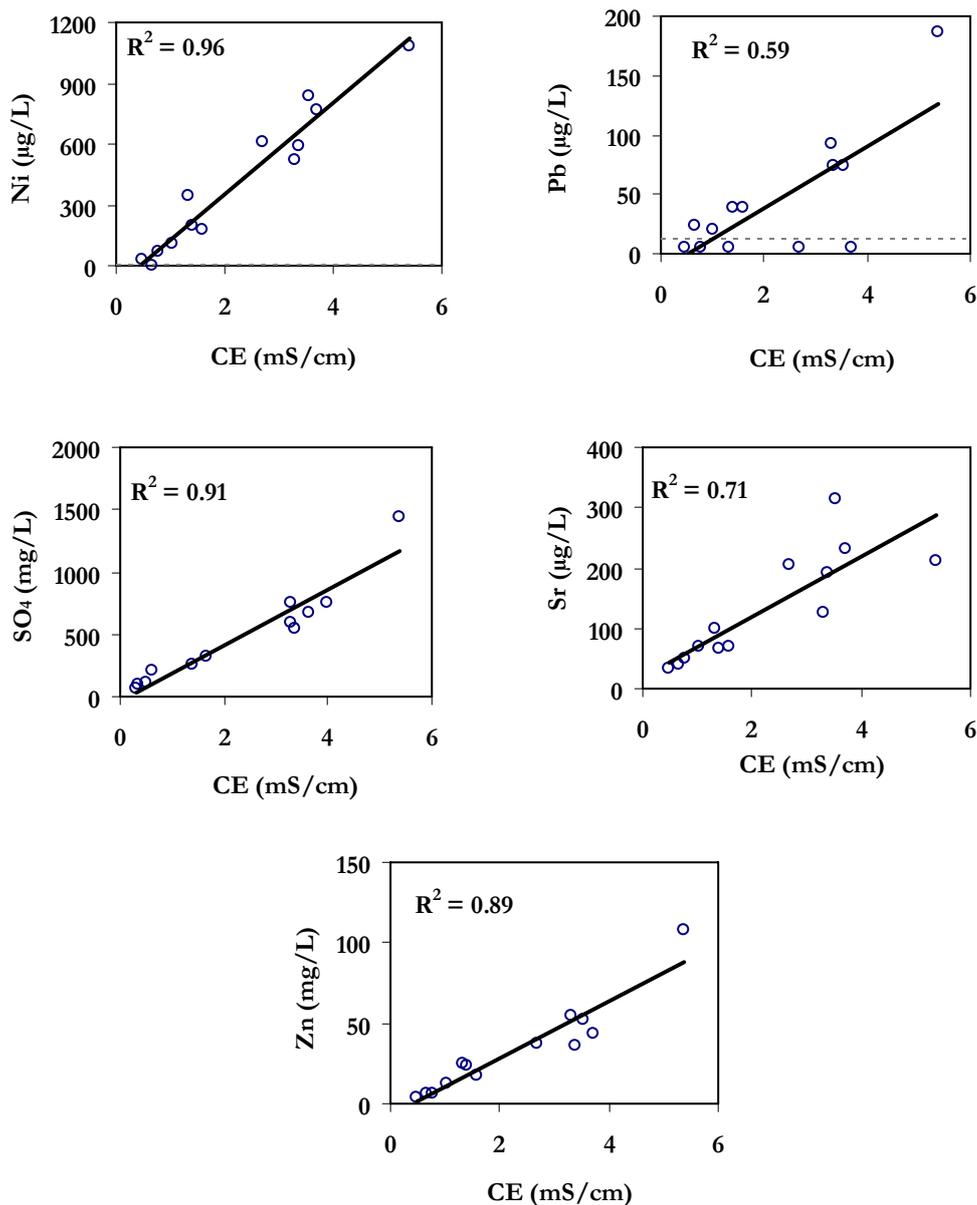


Figura VI.9. Continuación.

Se ha efectuado un análisis de componentes principales para investigar las diferencias entre las muestras de 2009 y las de 2010 (Fig. VI.10), así como para extraer información sobre las variables hidroquímicas determinadas. No se han incluido As y Pb debido a que existen pocos datos por encima del límite de detección (Tabla VI.2), tampoco Ba y K que no están correlacionados con la conductividad eléctrica. Se partió de la matriz de coeficientes de correlación de Spearman para el ACP, debido a que algunas variables no muestran un comportamiento normal (Davis, 1986). No se ha realizado ningún tipo de rotación de ejes.

La primera componente explica un porcentaje elevado de la varianza muestral (89%) y se relaciona con la salinidad (Fig. VI.10). El único elemento con un comportamiento claramente diferente en relación a esta componente es el Fe, indicando que su concentración no tiene una buena relación con la salinidad de la muestra. Las muestras con un mayor peso en esta componente son las de mayor conductividad (sobre todo las de diciembre de 2009 y junio de 2010). En la parte negativa se sitúan las muestras más diluidas (Fig. VI.10).

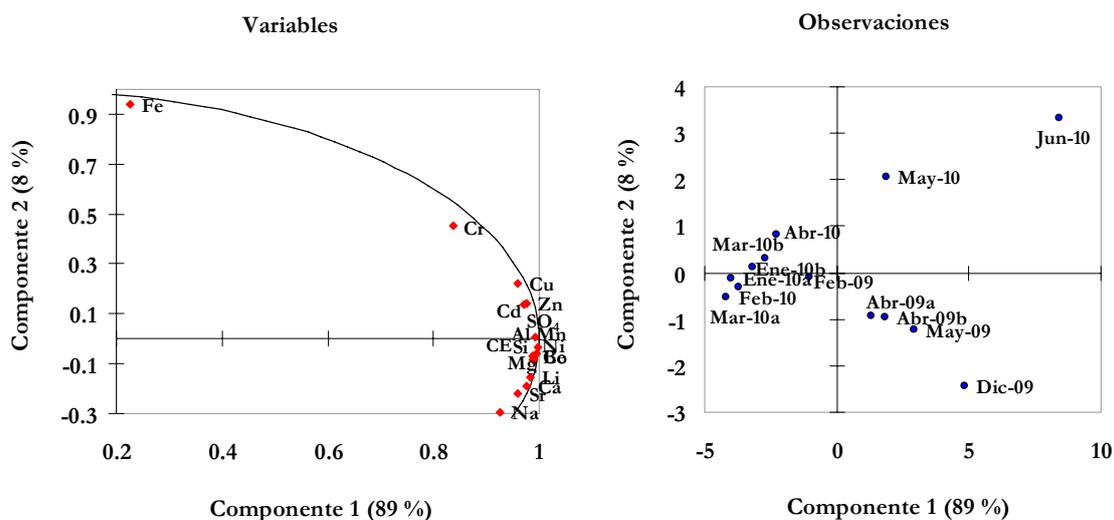


Figura VI.10. Análisis de componentes principales de las muestras del río Meca.

La segunda componente explica tan sólo el 8% de la varianza muestral (Fig. VI.10). En la parte positiva se sitúa el Fe seguido del Cr y, en menor medida, Cu, Zn, Cd y sulfato. En la parte negativa están Na, Sr, Ca y Li. En cuanto a las muestras, destacan en la parte positiva las de junio y mayo de 2010 y, en la negativa, las de primavera y, especialmente, diciembre de 2009 (Fig. VI.10).

Esta distribución se relaciona con el comportamiento geoquímico de los elementos en distintas condiciones hidrológicas. En condiciones típicas de aguas bajas, la precipitación de Fe es muy intensa en forma de hidroxisulfatos u oxihidroxisulfatos de Fe y, junto a este, se adsorben y coprecipitan As, Cr, Cu y Pb. Aunque As y Pb no están incluidos en el análisis del ACP, su baja correlación con la conductividad (Fig. VI.9) permite considerarlos en este grupo (de hecho no están incluidos en el ACP porque al estar sometidos a estos procesos de coprecipitación frecuentemente se hallan por debajo del límite de detección analítico).

La inclusión de sulfato, Cd y Zn en este grupo, indicaría que también están influidos por este proceso, aunque en menor medida.

Este proceso de precipitación de Fe (y por tanto coprecipitación de otros elementos) se produce más intensamente durante el verano (Cánovas *et al.*, 2007), pero dado que el año 2009 fue extraordinariamente seco se prolonga hasta finales de año (no existen muestras en muchos meses porque el río se secó completamente). De esta forma, en diciembre de 2009 se daban las condiciones más extremas como queda reflejado en el ACP (Fig. VI.10). Simultáneamente estas muestras están más enriquecidas en Na, Sr, Ca y Li, pues en este periodo se produce una mayor interacción del agua ácida con los materiales que componen el sustrato de los cauces (Cánovas *et al.*, 2007).

Después del lavado de sales, que ocurre con las primeras grandes crecidas de finales de diciembre, se produce una gran dilución de todos estos compuestos y desciende la precipitación de las fases de Fe, cambiando las condiciones hidrogeoquímicas en el río. Si se calculan las correlaciones entre la conductividad y la concentración de estos elementos antes y después de haberse producido el lavado de sales, se comprueba que aumentan notablemente (Fig. VI.10). Es decir, existen dos periodos hidrogeoquímicos diferentes: 1) hasta diciembre de 2009 con una fuerte precipitación de Fe y coprecipitación/adsorción de As, Pb, Cr (también en menor medida Cu, Cd, Zn y sulfato) y enriquecimiento en Na, Ca, Sr y Li, y 2) a partir de enero de 2010, cuando los procesos anteriores desaparecen o tienen una menor influencia.

Los elementos que están próximos a la componente 1 en el ACP (Al, Mn, Mg, Be, Si, Ni y Co) no están sometidos a estos cambios a lo largo del año, de forma que para el conjunto de las muestras, tienen elevadas correlaciones con la conductividad eléctrica (Fig. VI.10).

Según estos periodos hidrogeoquímicos para los elementos Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Li, Na, Sr, Zn y sulfato se pueden establecer relaciones con la conductividad eléctrica hasta el día 23 de diciembre con las muestras de 2009 y a partir de esa fecha (Fig. VI.11). Los valores del coeficiente de determinación (R^2) en el primer periodo son sensiblemente más bajos que los del segundo lo que implica un mayor error en el cálculo de la concentración de esos elementos hasta el 23 de diciembre. Para el resto de elementos Al, Be, Mg, Mn, Ni, Pb y Si

se consideran las relaciones con la conductividad eléctrica sin diferenciar dos periodos hidrogeoquímicos (Fig. VI.9).

En cuanto al Pb hay que señalar que, aunque la correlación a partir de enero es muy buena (R^2 igual a 0.98), hasta diciembre sólo existen dos datos con el mismo valor (Tabla VI.2), por ello para el cálculo de la carga contaminante durante este periodo se ha supuesto que su concentración es constante.

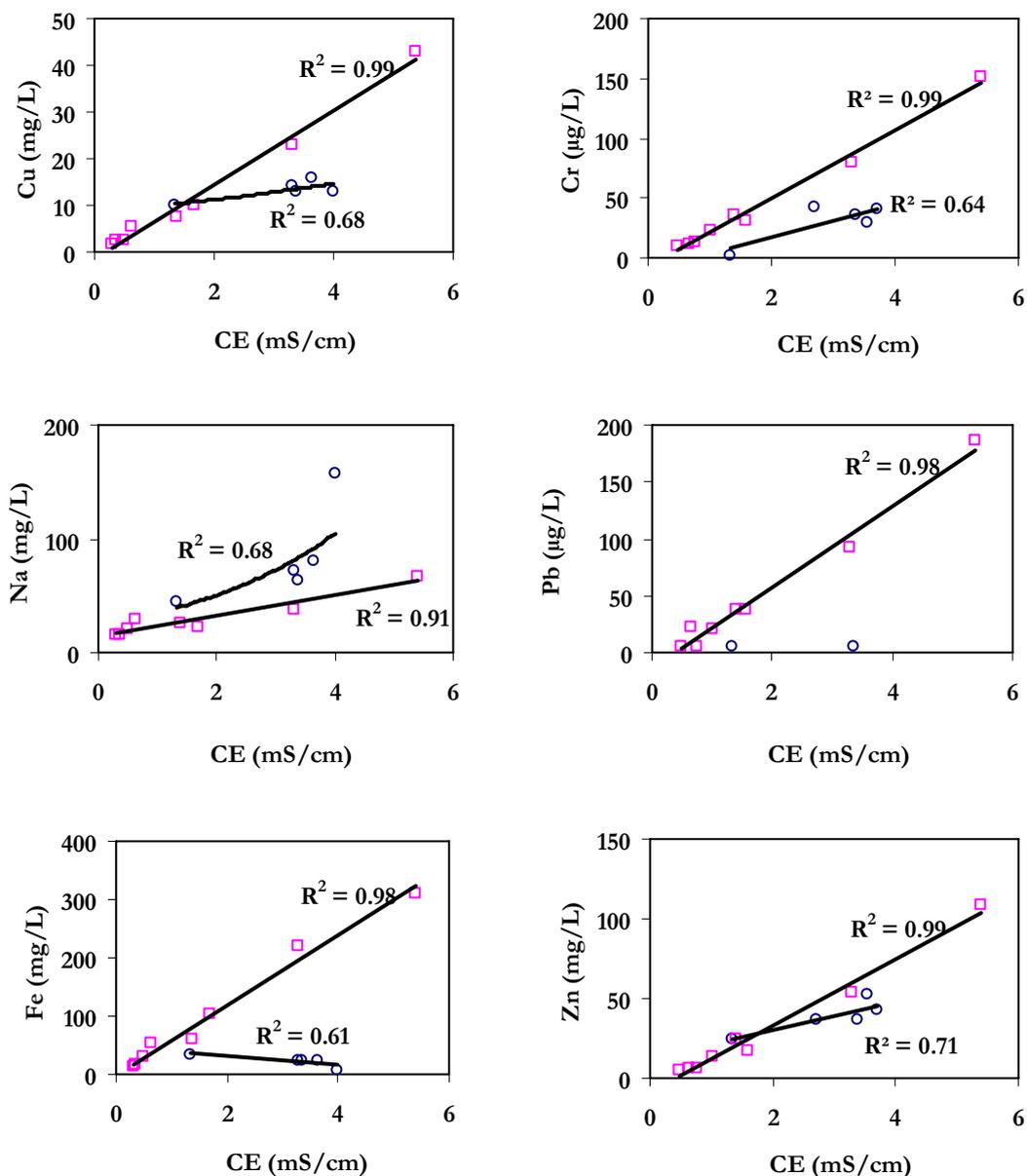


Figura VI.11. Algunos ejemplos de relaciones entre la conductividad eléctrica y la concentración para los distintos periodos hidrogeoquímicos considerados en el río Meca. Los cuadrados representan las muestras de 2010 y los círculos las de 2009.

A partir de estas relaciones se calcula la concentración de los elementos para cada día y, multiplicando por el caudal, se obtiene la carga de transportada por el río Meca en el año hidrológico 2009/10 (Tabla VI.3). Destacan valores cercanos a 2000 toneladas de Fe, 1000 de Al, 380 de Zn, 190 de Cu y 145 de Mn. Entre los elementos con concentraciones menores se tienen 10 ton/año de Co, 3.7 de Ni, etc.

En cuanto a la distribución intraanual (Tabla VI.3), cabe destacar que los máximos valores de la mayoría de elementos asociados a la contaminación por AMD (Al, Be, Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) se producen en el mes de diciembre, debido al lavado de las sales acumuladas durante el estiaje.

Tabla VI.3. Cálculo de carga de elementos en el río Meca a partir de la conductividad eléctrica durante el año 2009/10.

		Dic-10	Ene-10	Feb-10	Mar-10	Abr-10	May-10	Jun-10	Total
Q	m ³ /s	5.3	6.0	8.6	4.4	3.3	0.06	0.004	4
Al	ton	228	202	219	135	185	19	17	1006
Ca	ton	243	232	289	167	146	7	6	1091
Cu	ton	64	34	37	22	30	3	3	192
Fe	ton	384	419	491	292	319	25	22	1953
Mg	ton	359	347	405	241	267	22	19	1659
Mn	ton	33	29	31	19	27	3	3	145
Na	ton	322	290	368	211	171	6	5	1371
Si	ton	59	60	72	42	42	3	2	281
Zn	ton	96	75	79	49	71	8	7	384
SO ₄	ton	4143	3909	4375	2657	3319	315	277	18996
Be	kg	7.6	5.9	6.3	3.7	6.8	0.9	0.8	32
Cd	kg	184	134	141	88	129	14	13	704
Co	kg	2336	2094	2285	1404	1878	192	170	10359
Cr	kg	180	175	203	121	136	11	10	836
Li	kg	307	254	267	165	255	30	26	1305
Ni	kg	858	739	778	486	714	79	71	3725
Pb	kg	263	177	200	121	146	13	12	931
Sr	kg	693	695	873	503	426	18	14	3223

El año hidrológico 2009/10 corresponde a un periodo húmedo, así que los valores medios anuales de carga transportada deben ser notablemente más bajos. Así, en una aproximación preliminar, Galván *et al.* (2009) calcularon la carga contaminante de este río a partir de las relaciones entre la concentración y el caudal generado mediante el modelo SWAT, para el periodo 2000/05, obteniendo valores medios entre 1.6 y 3.5 veces más bajos.

2.2. A PARTIR DEL CAUDAL

Para establecer las relaciones entre la concentración de elementos disueltos y el caudal obtenido con el modelo SWAT se utilizaron, además de las muestras obtenidas entre febrero de 2009 y junio de 2010 (Tabla VI.2), los datos analíticos procedentes de 10 muestreos llevados a cabo entre noviembre de 2003 y enero de 2006 (Sarmiento, 2007), y de 5 muestreos del año 2005, realizados por miembros del Grupo de Investigación Gemorfología Ambiental y Recursos Hídricos.

Así, se tiene un grupo de elementos con coeficientes de determinación (R^2) mayores a 0.90 (Fig. VI.12): Al, Be, Ca, Cd, Co, Li, Mg, Mn, Ni y sulfato. Existe otro grupo con valores R^2 menores, entre 0.60 y 0.90: Cu, Na, Pb, Si, Sr y Zn. Los elementos que no presentan una correlación suficiente con el caudal (R^2 menores a 0.60) son As, Cr y Fe (que se ven afectados por la precipitación de compuestos de Fe) junto con Ba y K.

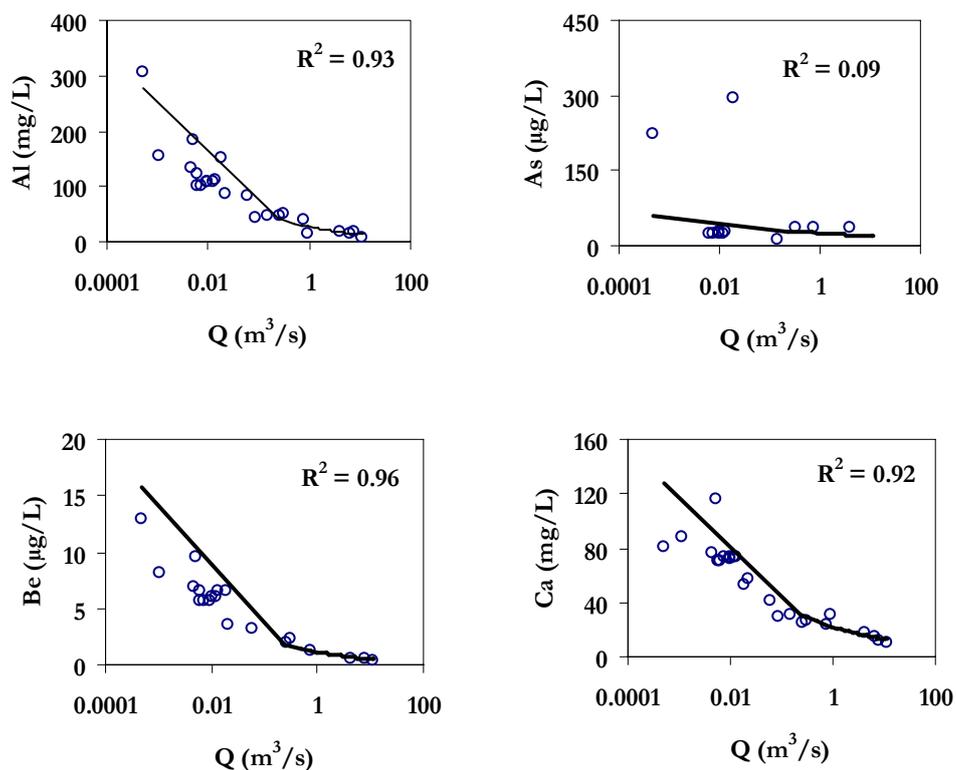


Figura VI.12. Algunas relaciones entre el caudal simulado y la concentración del río Meca.

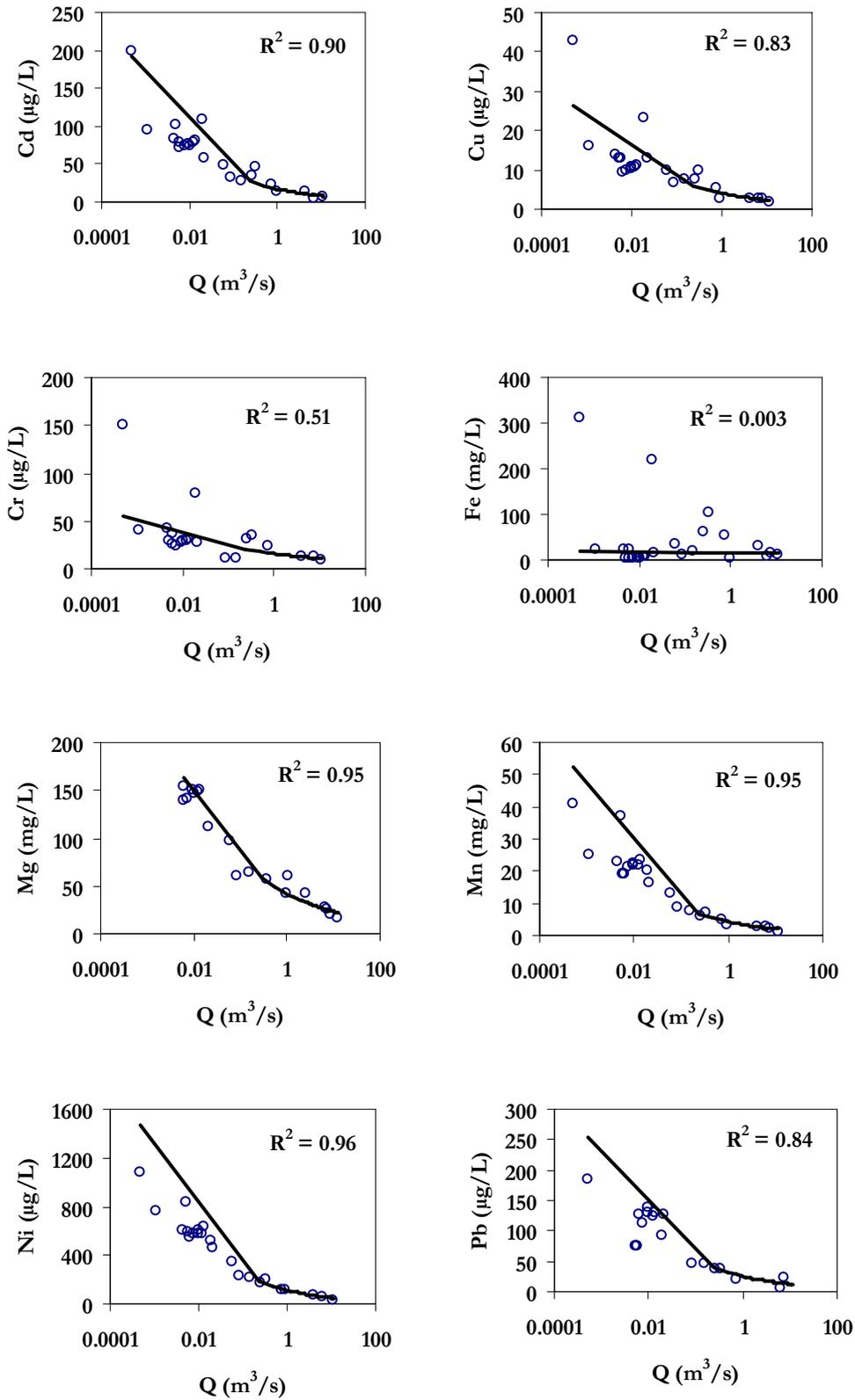


Figura VI.12. Continuación.

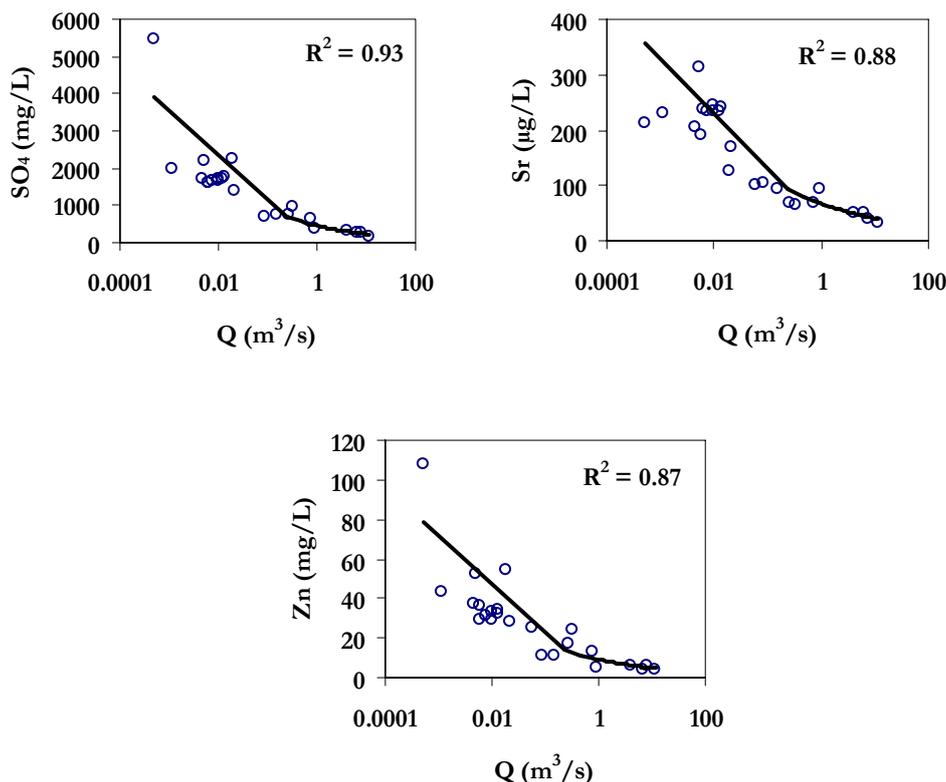


Figura VI.12. Continuación.

En la Tabla VI.4 y en las Figuras VI.13 y VI.14 se comparan los valores anuales de la carga, calculada mediante las relaciones con el caudal simulado y la concentración de elementos disueltos para el año hidrológico 2009/10, y los obtenidos a partir de la conductividad eléctrica en el apartado 2.1. No se realizan los cálculos a escala mensual, ya que el cálculo de la carga transportada a partir del caudal no es adecuado a este nivel temporal, porque las mayores cargas de todos los elementos se obtendrían en los meses de mayor caudal, en contradicción a lo observado en los resultados obtenidos a partir de la conductividad eléctrica.

A este respecto hay que destacar que las relaciones entre el caudal y la concentración de elementos pueden variar a lo largo del año, pues durante el periodo de lavado de sales, y para un mismo caudal, se obtienen mayores valores de concentración (Olías *et al.*, 2006 y Cánovas, 2008). Al no diferenciar estos periodos, pues ello exigiría disponer de un muestreo con una frecuencia mucho mayor a la establecida en este trabajo, se promedia la influencia del periodo de lavado sales a lo largo de todo el año. Es decir, los valores del

otoño estarían subestimados y se compensarían con los del resto del año, que estarían ligeramente sobreestimados.

En cuanto a la comparación entre los valores anuales obtenidos por las dos metodologías, se comprueba un ajuste muy bueno (Figs. VI.13 y VI.14, Tabla VI.4). Las mayores diferencias se observan en el Be (los valores obtenidos a partir de la conductividad eléctrica son un 22% inferiores), Li (un 20% inferiores) y Co (un 16% superiores). El resto de elementos presentan valores muy similares (diferencias menores a $\pm 10\%$). También se comprueba que los caudales obtenidos por SWAT son algo inferiores (11%) a los calculados a partir del nivel del data-logger y la curva de gastos.

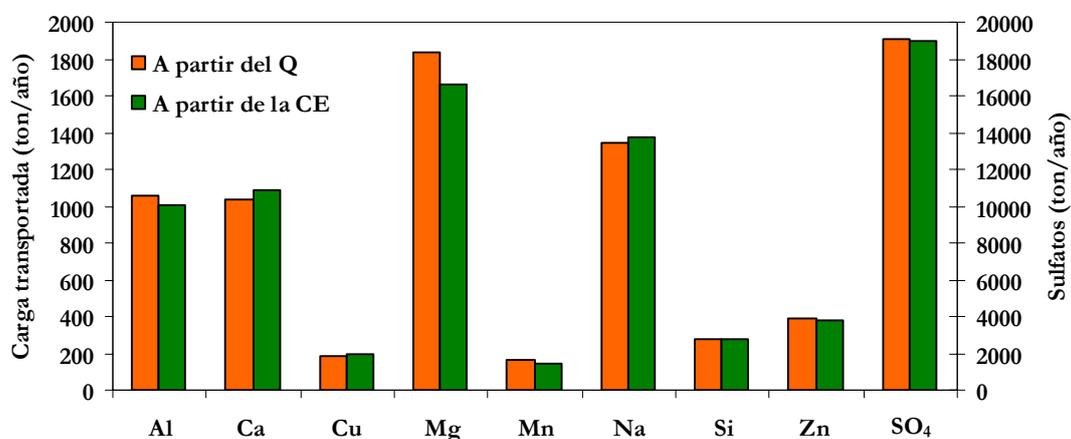


Figura VI.13. Carga de elementos mayoritarios transportada por el río Meca para el año 2009/10, calculada a partir del caudal (Q) y la conductividad eléctrica (CE).

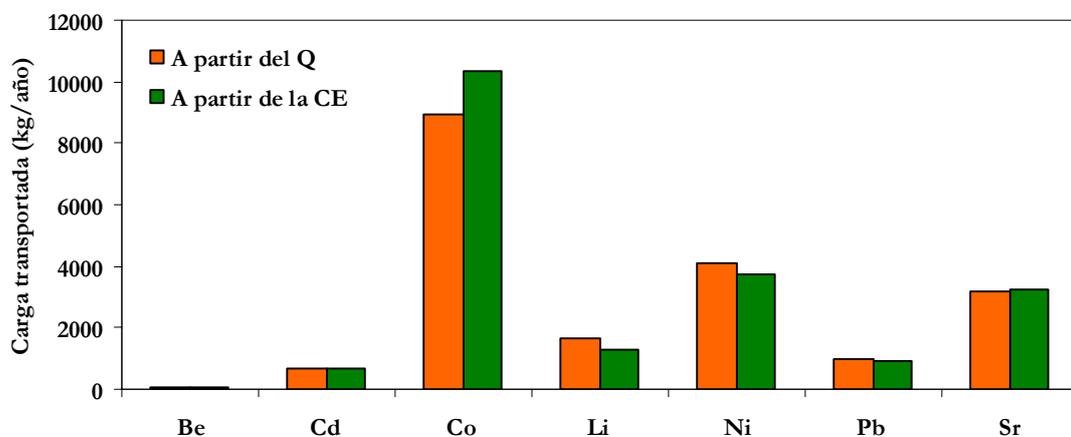


Figura VI.14. Carga de elementos minoritarios transportada por el río Meca para el año 2009/10, calculada a partir del caudal (Q) y la conductividad eléctrica (CE).

Tabla VI.4. Valores de la carga transportada por el río Meca, calculada a partir de las relaciones caudal-concentración (Q) y d a partir de la conductividad eléctrica (CE), durante el año hidrológico 2009/10.

		A partir del Q	A partir de la CE	Diferencia %
Q	m ³ /s	4.5	4.0	-11
Al	ton	1057	1006	-5
Ca	ton	1031	1091	6
Cu	ton	181	192	6
Mg	ton	1840	1659	-10
Mn	ton	160	145	-9
Na	ton	1345	1371	2
Si	ton	278	281	1
Zn	ton	386	384	-0.5
SO ₄	ton	19048	18996	-0.3
Be	kg	41	32	-22
Cd	kg	662	704	6.3
Co	kg	8964	10359	16
Li	kg	1641	1305	-20
Ni	kg	4099	3725	-9
Pb	kg	1003	931	-7
Sr	kg	3209	3223	0.4

Como se ha comentado anteriormente, los datos de 2009/10 no son representativos de las condiciones pluviométricas medias. Como una aproximación a los valores medios se pueden aplicar las correlaciones de concentración y caudal a los datos generados por SWAT para todo el periodo simulado (1982/2010). En la Tabla VI.5 se muestran los resultados obtenidos de esta aproximación.

Tabla VI.5. Carga media de elementos transportada por el río Meca obtenida a partir de las relaciones con el caudal simulado.

Elemento	Carga media	Elemento	Carga media
Al	ton 418	SO ₄	ton 7397
Ca	ton 390	Be	kg 16
Cu	ton 69	Cd	kg 263
Mg	ton 707	Co	kg 3613
Mn	ton 64	Li	kg 657
Na	ton 500	Ni	kg 1652
Si	ton 106	Pb	kg 394
Zn	ton 150	Sr	kg 1209

Si se compara la carga media de elementos (Tabla VI.5), con la de 2009/10 (Tabla VI.4) se observa como la cantidad de elementos transportados se incrementa de forma muy notable con las precipitaciones. Así la pluviometría del año 2009/10 fue de 1078 mm, frente a una

media de 738 mm; por lo que un aumento de la precipitación del 46% supone que la carga de elementos sea entre 2 y 3 veces superior (Figs. VI.15 y VI.16).

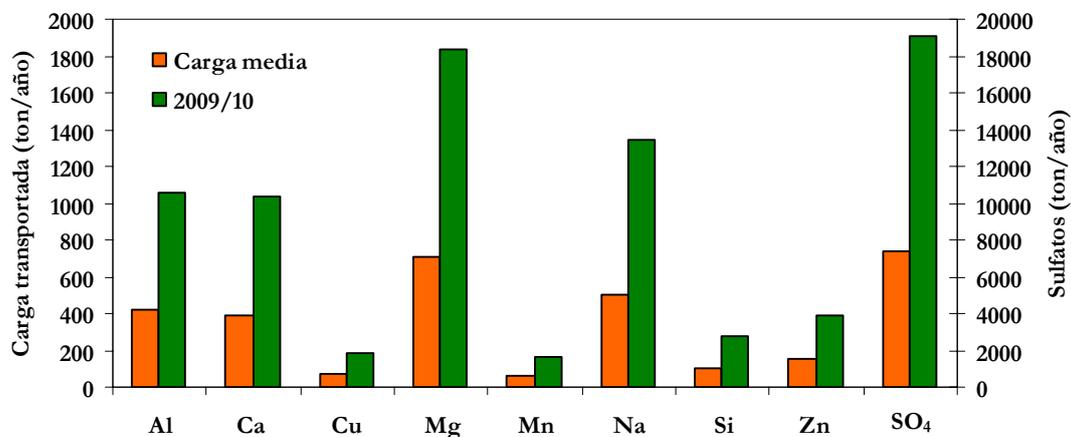


Figura VI.15. Carga media de elementos mayoritarios transportada por el río Meca para todo el periodo y la carga calculada para el año hidrológico 2009/10, calculada a partir del caudal (Q).

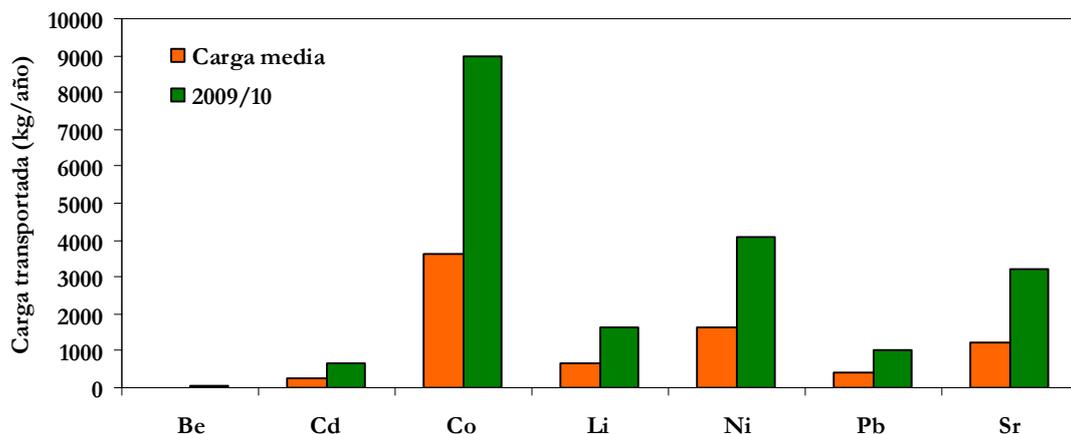


Figura VI.16. Carga media de elementos minoritarios transportada por el río Meca para todo el periodo y la carga calculada para el año hidrológico 2009/10, calculada a partir del caudal (Q).

2.3. CONCENTRACIÓN MEDIA DE ELEMENTOS EN EL EMBALSE DEL SANCHO

Una vez obtenida la carga de elementos se puede calcular a partir de ésta la concentración media de los distintos elementos transportados por el río Meca hasta el embalse del Sancho, y compararla con la concentración real medida en el embalse.

No obstante, la composición química calculada en el punto donde está instalado el data-logger no es representativa del agua que entra en el embalse del Sancho, ya que después de este punto se incorporan al río Meca, y directamente al embalse del Sancho, arroyos no afectados por drenaje ácido de minas que presentan una buena calidad, diluyendo así los niveles de contaminantes transportados por el río Meca.

La composición química del agua de los arroyos naturales no afectados por drenaje ácido de minas, será representada por la de varios pequeños embalses no afectados por la contaminación minera, distribuidos a lo largo de la cuenca del río Odiel (Galván *et al.*, 2009). La composición media del agua transportada por el río Meca en el punto de control, se calcula dividiendo la carga (toneladas) entre la aportación (hm^3) y transformando las unidades para obtener mg/L, para los elementos mayoritarios, o $\mu\text{g/L}$, para los minoritarios. Los valores de la composición química para los arroyos no afectados y el río Meca en el punto de control, se ponderan con el porcentaje de escorrentía que representan en relación al total de la cuenca vertiente al embalse del Sancho.

Los datos de la composición química del agua del embalse del Sancho se han obtenido de Sarmiento (2007), que corresponden a ocho muestreos realizados entre julio de 2003 y agosto de 2004; y también, de otros cuatro muestreos realizados en octubre de 2008, enero y septiembre de 2009 y enero de 2010 (E. Torres Sánchez, comunicación personal) (Tabla VI.7). Se comprueba que los datos analíticos obtenidos para estos últimos cuatro muestreos, presentan unas concentraciones superiores a los de Sarmiento (2007).

Como se ha comentado en el apartado III.2.3 de esta memoria, el periodo en el que se tomaron las muestras de Sarmiento (2007) correspondió a un ciclo húmedo (2003/04), mientras que los muestreos de E. Torres Sánchez (a excepción del muestreo de enero de 2010) correspondieron a un ciclo seco. Este hecho puede justificar que la concentración de elementos en el embalse sea menor durante el periodo de 2003/04, ya que en periodos húmedos los procesos de dilución en el embalse hacen que la concentración disminuya.

Además el río lleva más sedimentos, por lo que toman importancia los procesos de adsorción de los elementos disueltos sobre las partículas sólidas del sedimento, y los procesos de precipitación y coprecipitación relacionados con el aumento de pH en el

embalse. Por otro lado, el efecto de la evaporación en el embalse será más importante durante los periodos secos.

Tabla VI.7. Composición química del embalse del Sancho.

Fecha	Al mg/L	As µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu mg/L	Fe mg/L	K mg/L	Li µg/L
jul-03	1.6	5.2	9.5	<l.d.	65	<l.d.	<l.d.	<l.d.	1.9	7.7
nov-03	3.0	<l.d.	16.	21.8	114	<l.d.	0.9	0.9	3.3	22
ene-04	3.2	5.8	11.5	<l.d.	64	<l.d.	0.6	<l.d.	2.8	5.5
feb-04	2.8	<l.d.	10.1	<l.d.	58	<l.d.	0.5	0.2	3.6	<l.d.
mar-04	3.6	<l.d.	12	<l.d.	68	<l.d.	0.6	0.1	2.4	<l.d.
may-04	3.4	<l.d.	13	<l.d.	62	<l.d.	0.6	<l.d.	2.8	12
jun-04	2.5	<l.d.	12	<l.d.	75	<l.d.	0.7	<l.d.	2.3	14
ago-04	3.5	<l.d.	14	<l.d.	70	<l.d.	0.6	<l.d.	2.6	12
oct-08	4.1	1.2	27	3.9	87	<l.d.	0.5	0.2	4.5	<l.d.
ene-09	4.1	1.1	27	3.6	88.	<l.d.	0.4	0.2	4.8	<l.d.
sep-09	<l.d.	<l.d.	23	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.7	4.2	5.5	<l.d.
ene-10	6.9	<l.d.	13	5.2	78	1.6	0.9	1.6	2.9	<l.d.
Media	3.5	3.3	16	8.6	75		0.6	1.0	3.3	12
Mín.	<l.d.	<l.d.	9.5	<l.d.	58		<l.d.	<l.d.	1.9	<l.d.
Máx.	6.9	5.8	27	22	114		0.9	4.2	5.5	22

l.d. es el límite de detección.

Fecha	Mg mg/L	Mn mg/L	Na mg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	Se µg/L	Si mg/L	Sr µg/L	Zn mg/L	SO ₄ mg/L
jul-03	11	1.5	15	26	9.4	<l.d.	2.3	296	<l.d.	78
nov-03	21	2.5	16	56	40	<l.d.	4.1	126	2.5	185
ene-04	12	1.4	15	25	8.1	<l.d.	2.8	58	1.7	110
feb-04	11	1.5	14	19	<l.d.	<l.d.	1.8	44	1.1	97
mar-04	13	1.8	18	32	<l.d.	<l.d.	4.2	56	1.4	118
may-04	12	1.5	16	22	8.6	6.6	4.0	54	1.9	116
jun-04	13	1.6	16	26	22	<l.d.	3.9	61	2.3	136
ago-04	15	1.8	18	39	12	8.3	4.2	56	2.0	129
oct-08	23	2.7	23	44	3.3	<l.d.	4.4	80	1.9	205
ene-09	24	2.8	28	47	2.9	<l.d.	4.8	81	1.8	210
sep-09	28	3.0	30	57	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.9	217
ene-10	15	1.9	18	30	4.5	<l.d.	4.3	46	2.9	176
Media	16	2.0	19	35	12		3.7	87	1.9	148
Mín.	11	1.4	14	19	<l.d.		<l.d.	<l.d.	<l.d.	78.
Máx.	27	3.0	30	57	40		4.8	296	2.9	217

l.d. es el límite de detección.

Los valores de calidad del agua calculados para el embalse del Sancho durante el periodo de 1982 a 2010 se comparan con los reales (Tabla VI.8). En general se observa un buen ajuste entre los valores calculados y los analizados. Los valores calculados se encuentran dentro del rango registrado para cada elemento, aunque con algunas excepciones. Así la

concentración de Al en el embalse es inferior a la estimada, pero estas diferencias se justifican por la precipitación de este elemento, ya que está tamponando el pH del agua en el embalse (Galván *et al.*, 2009b). También precipitan los compuestos de Fe (no calculado debido a que no existe correlación de este elemento con el caudal), tal y como muestra su baja concentración en el embalse (Tabla VI.7). Junto a Fe y Al, coprecipitan muchos otros elementos como As, Cu y Cr, que quedan retenidos en los sedimentos, de modo que su concentración en el agua del embalse es baja (Sarmiento *et al.*, 2009b).

Por otro lado existe una gran diferencia entre los valores analizados y calculados de Sr y Mn. En el primer caso parece deberse a la existencia de un contenido anómalo de Sr en las primeras muestras de Sarmiento (2007) (Tabla VI.7). En cuanto al Mn las diferencias pueden deberse, al menos en parte, a que en los embalses no afectados su concentración se encontró por debajo del límite de detección y se consideró un valor de cero y, por tanto, se considera que los ríos no afectados por AMD no aportan Mn al embalse, lo que probablemente no es cierto.

Tabla VI.8. Comparación de valores analizados (mínimo, media y máximo) y calculado en el embalse del Sancho.

Elemento		Calculado		Medido	
			Media	Mín.	Máx.
Al	mg/L	7.2	3.5	<l.d.	6.9
Ca	mg/L	12	16	9.5	27
Cd	µg/L	4.5	8.6	<l.d.	22
Co	µg/L	61	75	58	114
Cu	mg/L	1.2	0.6	<l.d.	0.9
Fe			1.0	<l.d.	4.2
Li	µg/L	18	12	<l.d.	22
Mg	mg/L	16	16	11	27
Mn	mg/L	1.1	2.0	1.4	3.0
Na	mg/L	13	19	14	30
Ni	µg/L	31	35	19	57
Pb	µg/L	13	12	<l.d.	40
Si	mg/L	2.7	3.7	<l.d.	4.8
Sr	µg/L	43	87	<l.d.	296
Zn	mg/L	2.5	1.9	<l.d.	2.9
SO ₄	mg/L	135	148	78	216

l.d. es el límite de detección.

Debido a que en el embalse se produce una homogeneización de la composición química del agua y sus variaciones son escasas comparadas con las que se producen en los ríos, se puede realizar una estimación de la carga de elementos a la salida del embalse multiplicando la aportación media obtenida con SWAT, en el punto donde está situada la cerrada del

embalse, por la concentración media analizada (Tabla VI.8). Los resultados de esta aproximación se observan en la Tabla VI.9.

Tabla VI.9. Carga media de elementos a la salida del embalse del Sancho.

Elemento	Carga media	Elemento	Carga media
Al	ton 207	SO ₄	ton 8699
Ca	ton 927	As	kg 195
Cu	ton 38	Cd	kg 507
Fe	ton 62	Co	kg 4432
K	ton 193	Cr	kg 94
Mg	ton 961	Li	kg 713
Mn	ton 118	Ni	kg 2079
Na	ton 1113	Sb	kg 590
Si	ton 219	Se	kg 438
Zn	ton 110	Sr	kg 5121

Si se comparan los valores medios de aporte de elementos tóxicos transportados por el río Meca con los que salen del embalse del Sancho, se comprueba que el 50% de Al, el 45% de Cu y el 27% de Zn quedan en los sedimentos del embalse. Las cantidades de salida de elementos minoritarios como Cd, Co y Ni son ligeramente superiores a las de entrada, lo que indica que se comportan conservativamente en el embalse.

A este respecto hay que señalar, que los aportes de algunos elementos por los arroyos no afectados pueden ser significativos. Esto es evidente, por ejemplo para Ca, Mg, Na y sulfato, que presentan cantidades a la salida del embalse superiores a la aportada por el río Meca en el punto de control. En cuanto al Fe, la mayor parte del que llega debe quedar retenido en el embalse, aunque no existen datos de aportes para el periodo medio, con lo que no se puede estimar el porcentaje que queda retenido.

3. APORTE DE ELEMENTOS AL EMBALSE DEL OLIVARGAS

Debido al interés por conocer los aportes contaminantes al embalse del Olivargas, que tiene unos valores de pH neutro y bajas concentraciones de elementos tóxicos, se instalaron tres data-loggers en el maco del Proyecto “El ciclo de los metales y su impacto en la calidad del agua en la cuenca del río Odiel” (Fig. VI.17).

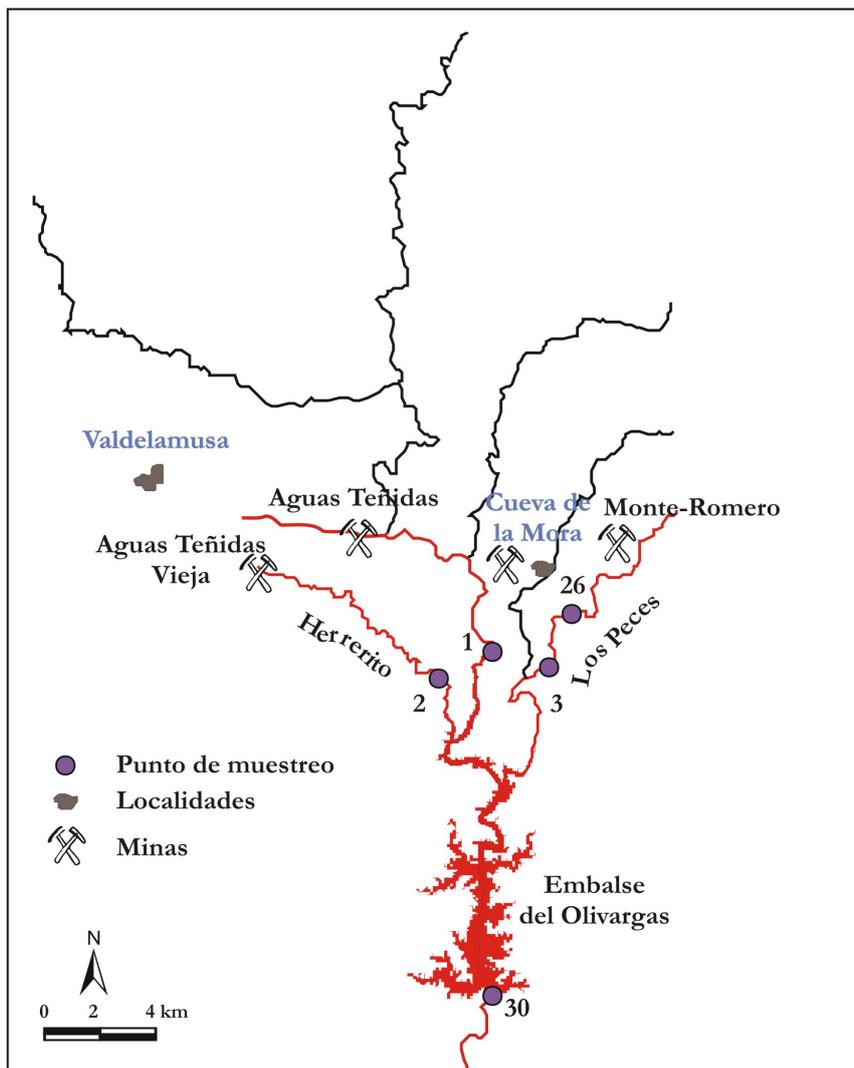


Figura VI.17. Detalle de la subcuenca del Olivargas.

Su situación fue la siguiente:

- En la rivera del Olivargas, en la zona donde atraviesa las antiguas minas de Cueva de la Mora (punto 1 en la Fig. V.17). Este es el principal aporte al embalse (con 114 km² de cuenca vertiente). Además de los lixiviados de las antiguas minas de Cueva de la Mora (Fig. VI.18), la rivera del Olivargas recibe los efluentes de la actual mina de Aguas Teñidas, aguas arriba del punto de control, y después de ser tratados en una planta de neutralización.



Figura VI.18. Rivera del Olivargas en el punto de muestreo; pueden observarse las escombreras de la antigua mina de Cueva de la Mora.

- En el arroyo Los Peces (punto 3 en la Fig. VI.17), situado al este del anterior, y con una cuenca vertiente hasta el punto de muestreo de 4.8 km² (Fig. VI.19), recibe los lixiviados procedentes de la mina de Monte-Romero (explotada por Asturiana de Zinc hasta los años 70), y de otras pequeñas minas próximas.



Figura VI.19. Arroyo Los Peces cerca del punto de muestreo (20 de agosto de 2009); pueden observarse las sales evaporíticas depositadas en el cauce del río.

- En el barranco del Herrerito (punto 2 en la Fig.VI.17), situado al oeste de la riera del Olivargas (5.3 km² de cuenca vertiente), y que recibe los lixiviados procedentes de las instalaciones de la antigua mina de Aguas Teñidas (Fig.VI.20).



Figura VI.20. Fotografía del barranco del Herrerito en el punto de muestreo.

En los dos primeros puntos se han realizado muestreos con una periodicidad aproximada de un mes; en el caso del barranco del Herrerito se dispone de un menor número de muestras por problemas de accesibilidad. No se dispone de datos analíticos para estos puntos procedentes del trabajo de Sarmiento (2007), aunque si existen para la localización del arroyo Los Peces (punto 26 de la Fig. VI.17).

3.1. APORTE DE ELEMENTOS DE LA RIVERA DEL OLIVARGAS

3.1.1. A partir de la conductividad eléctrica

El nivel registrado por el data-logger y el observado en el tubo de PVC en el que está instalado (Fig. VI.21) muestran un buen ajuste hasta la medida realizada el 28 de abril del 2010. A partir de este momento las diferencias son de más de 100 cm y el nivel registrado en el data-logger muestra una evolución errática (Fig. VI.22).



Figura VI.21. Fotografía de detalle de la instalación del data-logger en la rivera del Olivargas.

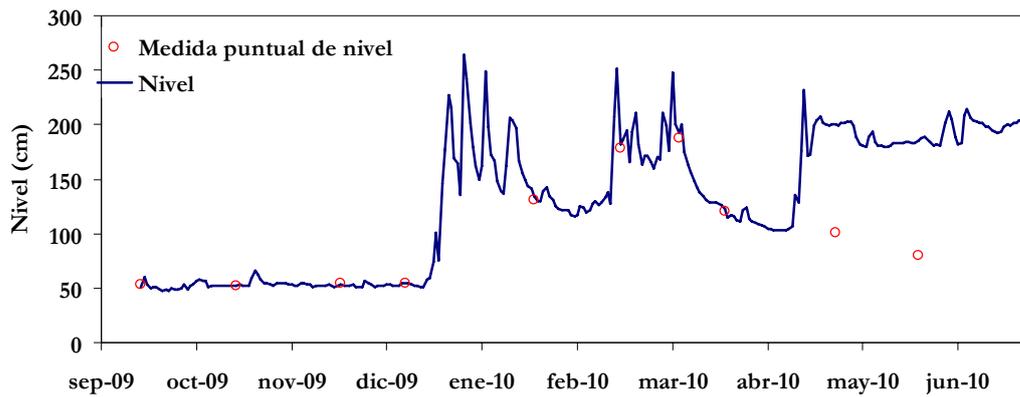


Figura VI.22. Evolución del nivel de agua registrado con el data-logger y del nivel observado en la rivera del Olivargas.

En la Figura VI.23 se representa el nivel junto con la precipitación de la estación pluviométrica más próxima (estación 4562, Fig. III.1); se observa como después de las lluvias de finales de abril de 2010 debería producirse un descenso del nivel, al igual que después de otras crecidas. Todo ello indica un problema de funcionamiento en el sensor de nivel del data-logger a partir del día 24 de abril de 2010, por lo que esos datos no serán tenidos en cuenta en adelante.

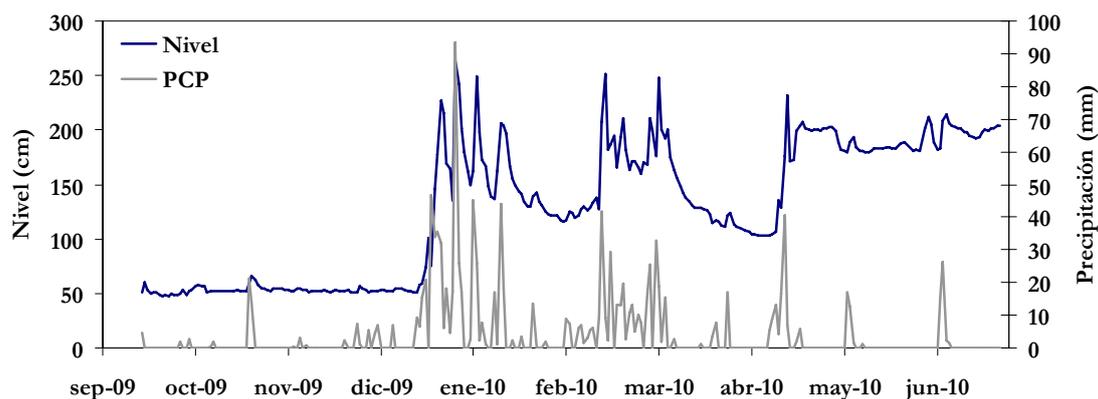


Figura VI.23. Evolución del nivel del agua registrado con el data-logger en la riera del Olivargas y la precipitación de la estación 4562 (Almonaster la Real).

En este punto no existe la posibilidad de construir una curva de gastos ya que no se controlan los aportes al embalse, por lo que el cálculo de la carga de elementos transportados se realizará con los datos de caudal obtenidos con el modelo SWAT. En la Figura VI.24 se representa la evolución diaria del caudal simulado y del nivel registrado con el data-logger, junto con los datos de aforo puntuales obtenidos mediante micromolinete. Puede verse como se confirma el mal funcionamiento del sensor de presión, ya que a partir del aumento de caudal de mediados de abril de 2010 el nivel no desciende (Fig. VI.24).

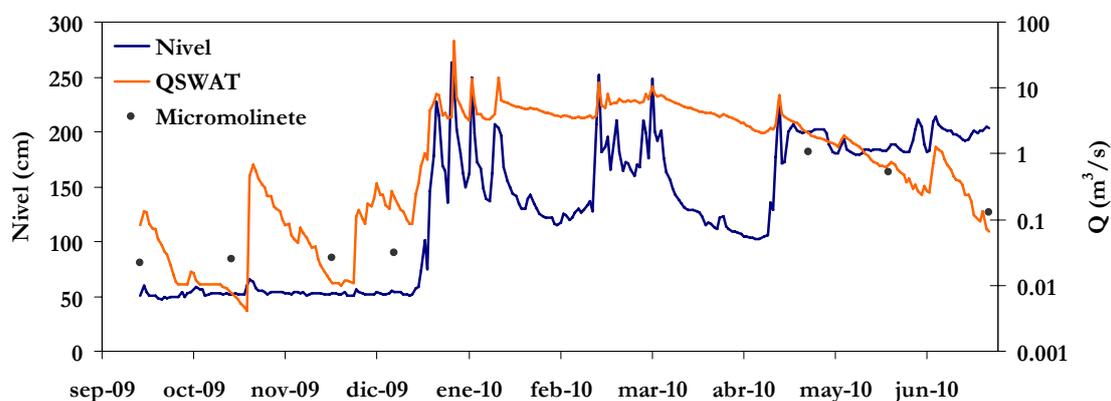


Figura VI.24. Evolución diaria del nivel del agua, y del caudal simulado; también se muestran los aforos puntuales.

Los caudales simulados mediante SWAT presentan durante el periodo de septiembre a diciembre de 2009 mayores desviaciones respecto al nivel, ya que el caudal simulado tiene pequeñas crecidas que apenas son registradas (Fig. VI.24). Estas diferencias pueden deberse

al efecto de los pequeños embalses situados aguas arriba de la cuenca del Olivargas que no son tenidos en cuenta por el modelo y que retendrían agua hasta llenarse.

En cuanto a los datos de conductividad eléctrica (Fig. VI.25), se observa como desde la puesta en marcha del data-logger hasta el 14 de diciembre de 2009, la conductividad se mantiene entre 1.2 y 1.5 mS/cm, exceptuando algunos episodios de precipitación que producen pequeños aumentos del nivel y fluctuaciones en los valores de la conductividad.

Los valores de conductividad eléctrica muestran que este río está poco afectado por drenaje ácido de minas. Después de las precipitaciones de mediados de diciembre de 2009, el nivel aumenta considerablemente y se produce un fuerte descenso de la conductividad eléctrica (Fig. VI.25).

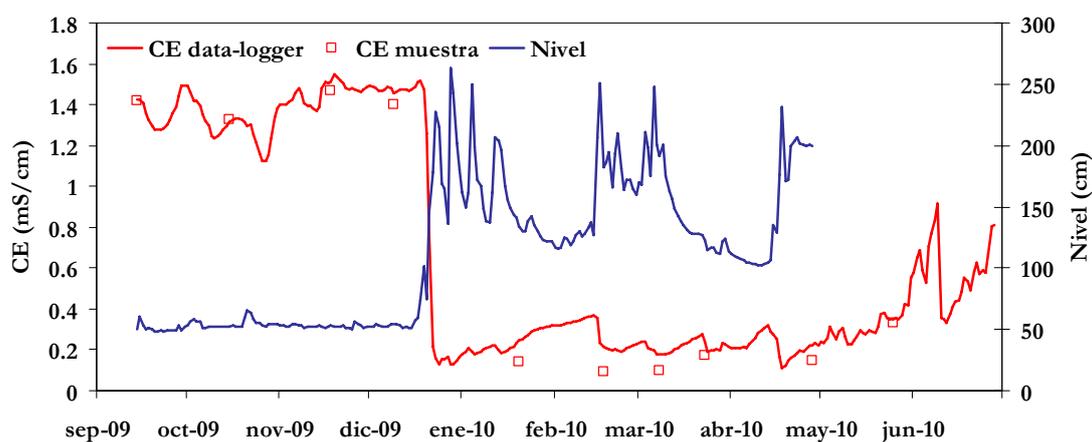


Figura VI.25. Evolución del nivel y la conductividad eléctrica registrada con el data-logger y la medida en los muestreos puntuales, en la rivera del Olivargas.

Existe una excelente relación entre la conductividad eléctrica registrada con el data-logger y la determinada en los muestreos periódicos realizados, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.99 (Fig. VI.26). No se observan grandes diferencias en los meses en los que el medidor de presión presentó problemas, por lo que el sensor de conductividad parece que funcionó con normalidad durante todo el periodo de registro.

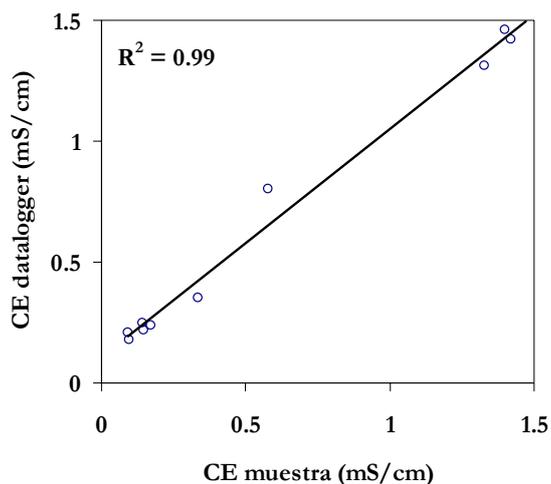


Figura VI.26. Relación entre la conductividad eléctrica registrada con el data-logger y la medida en los muestreos puntuales en la rivera del Olivargas.

En este punto se analizaron un total de 15 de muestras de agua, desde finales de mayo de 2009 hasta junio de 2010. Los valores obtenidos de los elementos analizados así como de los parámetros físico-químicos medidos en campo, reflejan que son muestras poco afectadas por drenaje ácido de minas.

Los valores de pH oscilan entre 4.02 y 7.35, con una media de 6.37. El rango de pH en el que se sitúan algunas muestras (4-6) es típico de sistemas tamponados por la precipitación de Al (Nordstrom, 1982), mientras que por encima de estos valores el papel de tamponamiento pasa a ser ejercido por los bicarbonatos. Los menores valores de pH se registran en la época estival y están relacionados con los picos de conductividad eléctrica, que varía entre 0.09 y 1.94 mS/cm (Tabla VI.10).

Si se comparan los datos analíticos de la rivera del Olivargas con las concentraciones de los metales observados en el Meca destaca que el Fe tiene un valor medio en el Olivargas de 0.1 mg/L frente a 70 mg/L en el río Meca, mientras que el Al presenta valores medios de 0.5 mg/L y 101 mg/L, respectivamente. La concentración de bicarbonatos es baja, varía desde valores por debajo del límite de detección (5 mg/L) hasta un máximo de 40 mg/L. Tanto el As como el Be están siempre por debajo del límite de detección, excepto en la muestra del 20 de agosto de 2009 en la que se registra 25 µg/L de As (por ello estos elementos no se incluyen en la Tabla VI.10).

Tabla VI.10. Datos analíticos de los muestreos realizados en la rivera del Olivargas durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh mV	CE mS/cm	Al mg/L	Ba µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L	Fe mg/L	K mg/L
27-May-09	5.90	424	1.26	0.3	34	141	< l.d.	19	< l.d.	90	< l.d.	5.1
1-Jul-09	5.72	411	1.46	1.0	36	162	< l.d.	22	< l.d.	186	0.4	6.8
22-Jul-09	6.33	443	1.40	0.2	36	204	< l.d.	< l.d.	< l.d.	79	< l.d.	12
20-Aug-09	4.02	597	1.94	2.1	50	286	5.3	48	< l.d.	229	< l.d.	13
14-Sep-09	5.73	420	1.42	< l.d.	33	175	< l.d.	17	< l.d.	59	< l.d.	11
15-Oct-09	6.82	415	1.33	0.06	27	179	< l.d.	5.5	2.8	20	0.03	12
18-Nov-09	6.58	422	1.47	0.3	33	222	5.0	17	16	54	0.02	11
9-Dec-09	6.73	448	1.40	0.1	33	192	4.1	17	< l.d.	66	0.03	11
20-Jan-10	6.50	430	0.14	< l.d.	5.1	11	1.2	< l.d.	14	49	0.08	1.1
17-Feb-10	7.02	516	0.09	0.2	4.4	6.0	< l.d.	< l.d.	7.5	28	0.2	<l.d.
8-Mar-10	7.10	477	0.10	0.4	5.5	6.7	1.0	< l.d.	< l.d.	45	0.05	0.88
23-Mar-10	7.35	439	0.17	< l.d.	4.8	14	< l.d.	2	10	14	0.07	0.97
28-Apr-10	6.80	397	0.15	0.2	5.5	18	< l.d.	< l.d.	8.8	32	0.1	1.7
25-May-10	6.61	461	0.33	< l.d.	9.3	41	< l.d.	5.0	8.2	25	0.03	3.6
28-Jun-10	6.28	432	0.58	0.6	18	91	< l.d.	15	11	41	< l.d.	5
Media	6.37	449	0.88	0.5	22	117	3.3	17	9.8	68	0.1	6.8
Mediana	6.58	432	1.26	0.3	27	141	4.1	17	9.4	49	0.06	6.0
Mínimo	4.02	397	0.09	< l.d.	4.4	6.0	< l.d.	< l.d.	< l.d.	14	< l.d.	0.9
Máximo	7.35	597	1.94	2.1	50	286	5.3	48	16	229	0.4	13
Desv. Est	0.81	50	0.66	0.6	15	95	2.1	13	4.1	61	0.1	4.7

l.d. es el límite de detección.

	Mg mg/L	Mn mg/L	Na mg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	SO₄ mg/L	Si mg/L	Sr µg/L	Zn mg/L	HCO₃ mg/L	Cl mg/L	NO₃ mg/L
27-May-09	36	1.1	45	17	< l.d.	528	5.5	174	2.2	< l.d.	< l.d.	< l.d.
1-Jul-09	41	1.1	47	16	< l.d.	631	5.4	200	1.4	< l.d.	< l.d.	< l.d.
22-Jul-09	57	0.65	53	13	< l.d.	701	5.0	287	2.0	8.2	40	24
20-Aug-09	61	5.0	61	11	< l.d.	961	6.4	324	2.2	< l.d.	< l.d.	< l.d.
14-Sep-09	44	1.9	54	11	< l.d.	651	6.1	301	0.9	10	12	15
15-Oct-09	38	1.0	65	6.2	< l.d.	669	5.2	250	0.6	31	44	24
18-Nov-09	44	1.6	62	14	13	772	5.7	269	2.6	17	79	48
9-Dec-09	45	1.7	65	9.7	< l.d.	693	5.5	262	1.7	14	77	36
20-Jan-10	6.2	0.2	10	< l.d.	32	27	7.1	30	0.3	23	10	3.4
17-Feb-10	4.1	0.1	7.0	< l.d.	26	9	5.9	20	0.3	17	6	2.5
8-Mar-10	4.2	0.1	8.2	< l.d.	< l.d.	18	7.7	22	0.4	18	7	1.7
23-Mar-10	6.7	0.1	11	< l.d.	24	32	8.5	34	0.1	34	12	2.2
28-Apr-10	7.4	0.2	12	< l.d.	22	47	8.9	41	0.7	27	11	1.4
25-May-10	12	0.3	18	< l.d.	< l.d.	118	8.0	70	0.3	40	18	8.3
28-Jun-10	20	0.6	24	8.6	< l.d.	348	6.9	109	0.8	28	10	1.5
Media	28	1.0	36	12	23	414	6.5	160	1.1	22	29	15
Mediana	36	0.7	45	11	24	528	6.1	174	0.8	21	12	8.3
Mínimo	4.1	0.1	7.0	< l.d.	< l.d.	9	5.0	20	0.1	< l.d.	< l.d.	< l.d.
Máximo	61	5.0	65	17	32	961	8.9	324	2.6	40	79	48
Desv. Est	20	1.3	24	3.5	6.9	339	1.3	117	0.8	10	27	16

l.d. es el límite de detección.

En las relaciones entre la concentración de los distintos elementos analizados y la conductividad eléctrica (Fig. VI.27), existe un grupo de elementos que presenta valores del coeficiente de determinación superiores a 0.90 (Ba, Cd, Ca, Mg, Na, Sr y sulfato); mientras que Co, K, Mn y Zn tienen un R^2 entre 0.60 y 0.80. Hay que señalar que a pesar de que el coeficiente de determinación para el Pb sea aceptable (0.69) no se ha considerado esta correlación, ya que se debe tan sólo a una muestra y no es estadísticamente significativa.

El resto de elementos Cr, Cu, Fe, Ni y Si no presentan una relación aceptable con la conductividad eléctrica (R^2 menor de 0.60). Que las relaciones de elementos como el Al, Co y Cu con la conductividad eléctrica sean bajas, puede deberse a que sus concentraciones están influidas por el pH, pues como se ha comentado anteriormente el Al precipita aproximadamente entre pH 4 y 6 (Nordstrom, 1982) y elementos como el Co y Cu pueden coprecipitar y/o ser adsorbidos a estos valores de pH.

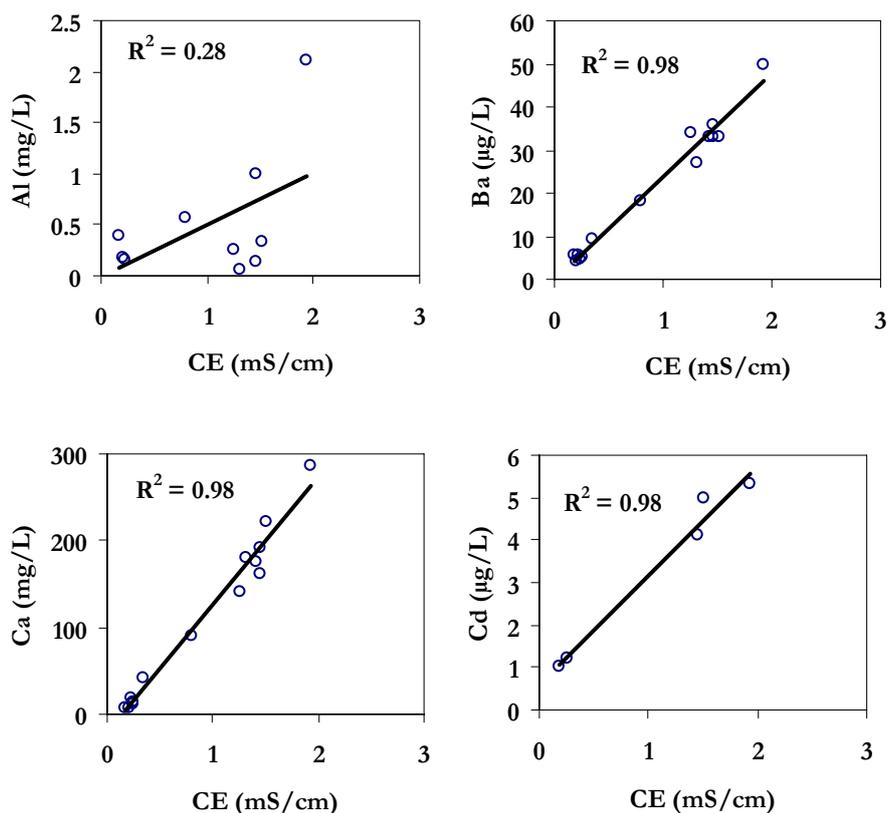


Figura VI.27. Relaciones entre la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de elementos en la rivera del Olivargas.

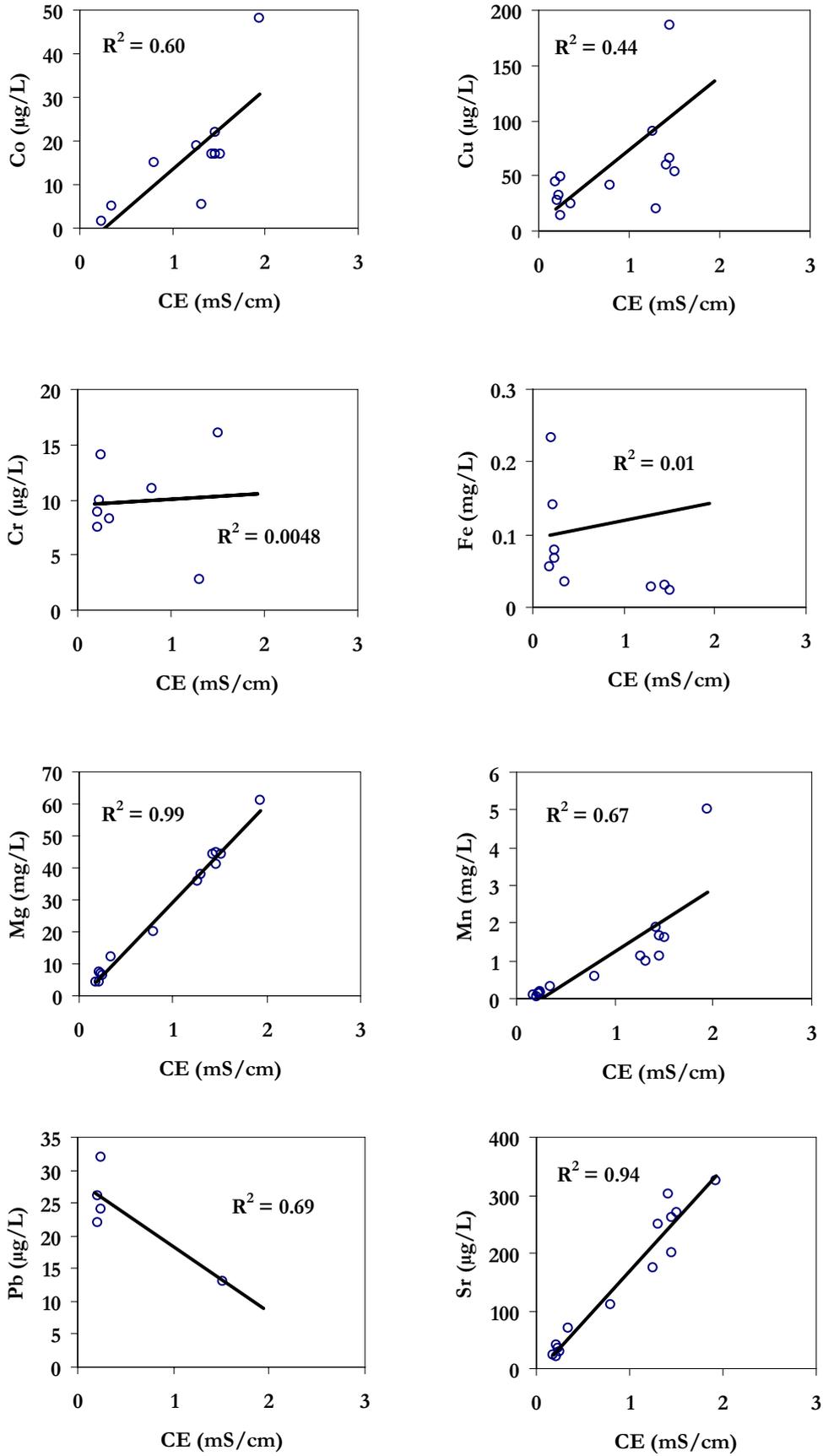


Figura VI.27. Continuación.

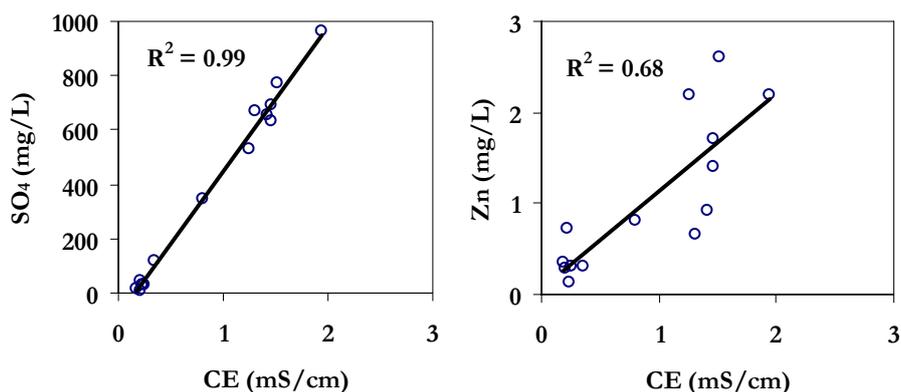


Figura VI.27. Continuación.

Si se representa la concentración de elementos frente al pH, se observa que las correlaciones con el Al, Co y Cu son elevadas, lo que sustenta su control por el pH (Fig. VI.28). En los gráficos de pH frente a Ca, Na, Sr y sulfato pueden verse cuatro muestras que se apartan de la tendencia general. Estas cuatro muestras son las del 22 de julio, 15 de octubre, 18 de noviembre y 9 de diciembre de 2009 (Fig. VI.28 y Tabla VI.10). Ello puede deberse a los vertidos neutralizados de la planta de tratamiento de aguas ácidas de la mina de Aguas Teñidas, que producirían una elevación de los valores de pH de estas muestras y una disminución de la concentración de Al, Co y Cu.

Por otro lado, el níquel no presenta buena correlación ni con la conductividad eléctrica ni con el pH, probablemente debido a que está en concentraciones muy bajas y próximas al límite de detección (Tabla VI.10).

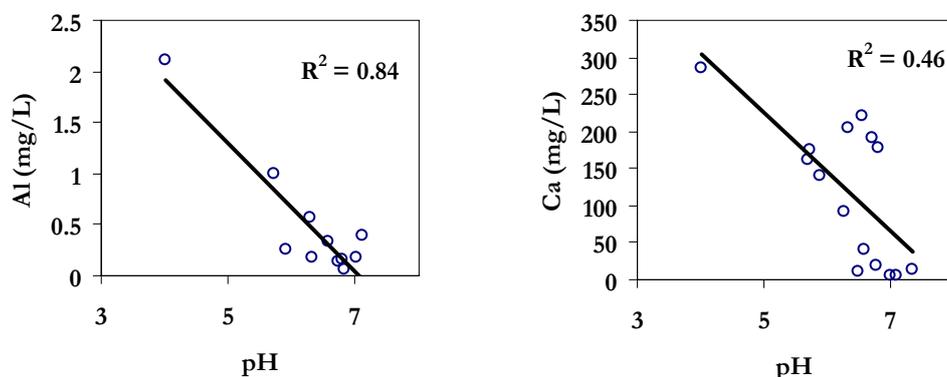


Figura VI.28. Relaciones entre la concentración de elementos y el pH en la rívera del Olivargas.

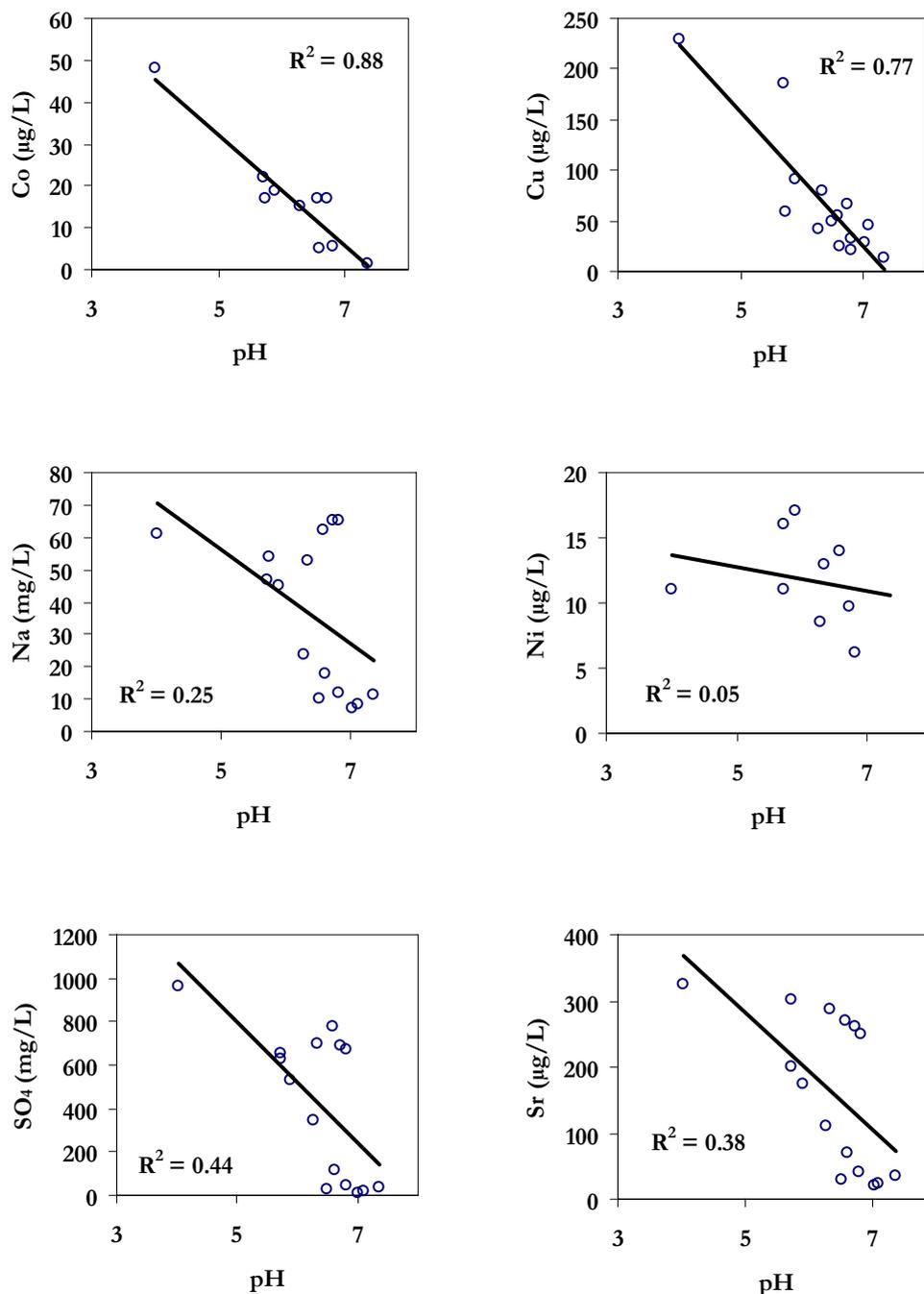


Figura VI.28. Continuación.

Al igual que para el río Meca, también se ha realizado un análisis de componentes principales (Fig. VI.29). No se han incluido As, Be, Cr, Cd, Li, Ni y Pb, pues en la mayoría de las muestras analizadas su concentración está por debajo del límite de detección (en el caso del Be). Como ocurre en el río Meca (y en el resto de los ACP que se han realizado en este capítulo) se utiliza el coeficiente de correlación de Spearman y no se emplea ningún tipo de rotación.

Se observa un grupo de elementos relacionados con la componente 1 (57% de la varianza muestral) formado por Ba, Mg, Mn, Sr, K, Ca, Na, Zn y sulfato, que está relacionado con la conductividad eléctrica (Fig. VI.29). Cobalto y Cu están influidos por la componente 1, y al mismo tiempo por la 2.

El nivel del agua está en el extremo izquierdo, lo que indica que cuando aumenta el caudal la concentración de los elementos anteriores disminuye y aumenta el pH (Fig. VI.29). Es decir, durante las avenidas decrecen estos elementos por dilución y al mismo tiempo aumenta el pH debido a la mayor proporción de aguas no afectadas por AMD. En la parte negativa de la componente 1 del gráfico de las observaciones se sitúan las muestras más diluidas tomadas después de las fuertes avenidas (enero a abril de 2010) (Fig. VI.29).

La segunda componente responde el efecto del aumento del pH (junto con los bicarbonatos) y la disminución de la concentración de Fe, Al y, en menor medida, Co y Cu. Por lo tanto, refleja el diferente comportamiento de estos elementos con relación al grupo principal (Ca, Mg, sulfato, etc.) que no precipitan/coprecipitan por el aumento de pH. Las muestras con mayor peso en este eje son las de agosto y 1 julio de 2009 (Fig. VI.29), con menores valores de pH; y en la parte negativa, se sitúan las de mayor alcalinidad, que probablemente están afectadas por los vertidos neutralizados de la planta de tratamiento de aguas ácidas de la mina de Aguas Teñidas.

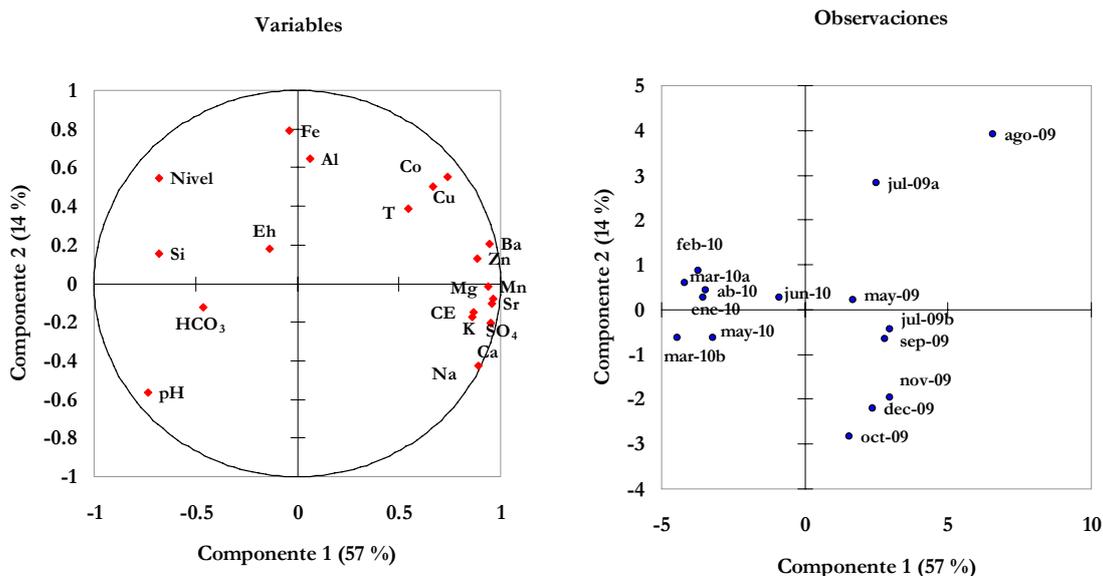


Figura VI.29. Análisis de componentes principales de las muestras de la rivera del Olivargas (los meses con dos muestras se indican como a y b en la figura de las observaciones).

Por esta razón, para los elementos con un mayor peso en la componente 2 (tanto en la parte positiva como en la negativa) se dividen las muestras en dos grupos que reflejan una relación diferente con la conductividad eléctrica en función de las condiciones de pH. En la Fig. VI.30 se muestran estas relaciones para los elementos que presentan aceptables valores de R^2 en ambos grupos.

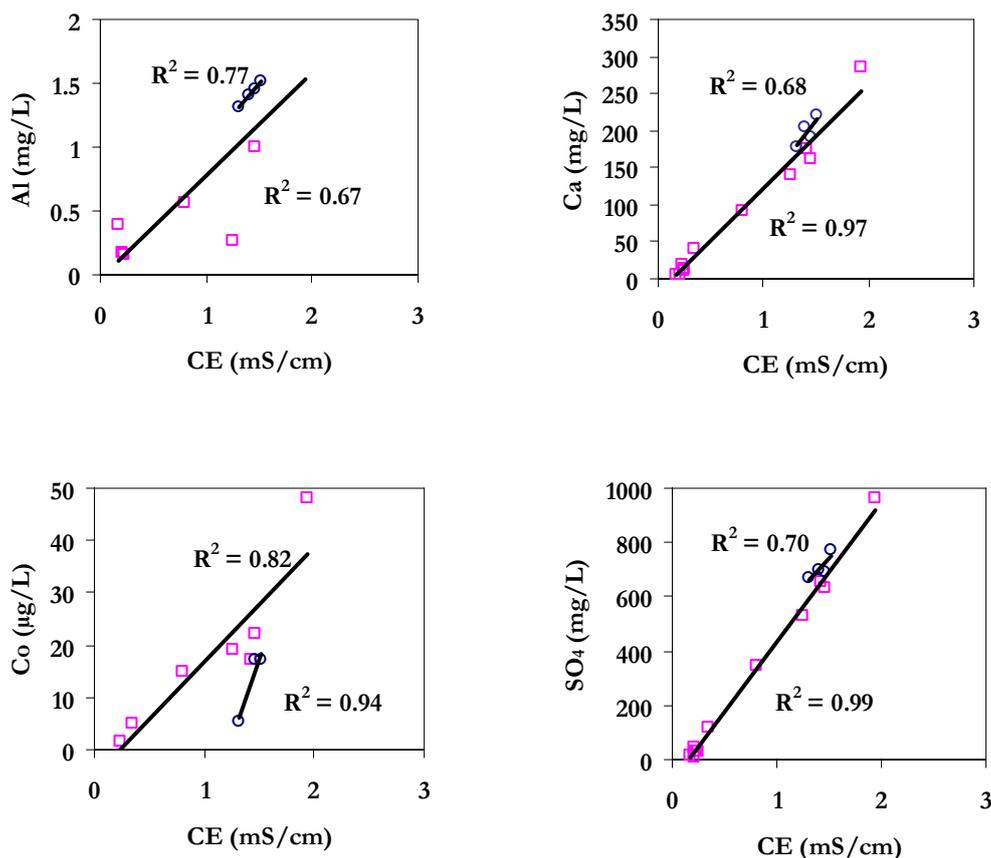


Figura VI.30. Relaciones de la concentración de elementos y la conductividad eléctrica para las distintas condiciones hidrogeológicas diferenciadas en la rivera del Olivargas. Los círculos representan las muestras influidas por vertidos neutralizados, los cuadrados el resto de muestras.

En el cálculo de la carga aportada de estos elementos, también es posible usar las relaciones con la conductividad eléctrica para todas las muestras, ya que presentan valores aceptables del coeficiente de determinación (Fig. VI.28). Los resultados obtenidos (Tabla VI.11) muestran que con la división en dos grupos de las relaciones con la conductividad eléctrica se obtienen resultados semejantes que si se considera el conjunto del periodo. Las diferencias para aquellos elementos calculados de ambas formas (Ca, Co y sulfato) son menores al 5%.

Tabla VI.11. Cálculo de la carga de elementos a partir de la conductividad eléctrica para el río Olivargas. Los 4 primeros elementos están calculados mediante la distinción de dos condiciones hidrogeoquímicas.

		Oct-09	Nov-09	Dic-09	Ene-10	Feb-10	Mar-10	Abr-10	May-10	Jun-10	Total
Q	m ³ /s	0.1	0.1	3.6	5.2	5.1	5.7	2.9	1.1	0.4	3
Al	ton	0.007	0.03	0.1	2.0	2.1	2.0	0.9	0.6	0.4	8
Ca	ton	51	24	145	161	197	140	66	60	51	895
SO ₄	ton	147	70	361	464	610	375	186	192	177	2581
Co	kg	1.0	1.9	7	6	11	1	2	4	6.0	40
Ca	ton	54	25	122	165	203	142	61	62	53	887
Mg	ton	13	5.9	59	83	85	83	39	24	15	405
Mn	ton	0.4	0.2	1.1	1.6	1.8	1.4	0.6	0.5	0.4	8
Na	ton	16	7.2	105	151	147	156	74	39	21	716
K	ton	2.9	1.3	12	17	18	17	8	5.0	3.3	86
Zn	ton	0.4	0.2	3.0	4.3	4.2	4.4	2.1	1.1	0.6	21
SO ₄	ton	194	91	365	482	634	389	160	200	184	2700
Ba	kg	10	4.6	52	73	74	74	35	20	12	354
Co	kg	6.0	2.9	15	1.9	6.1	0.02	0.5	1.5	4.4	38
Cd	kg	0.6	0.1	617	229	185	243	66	12	2.5	1356
Sr	kg	72	33	320	451	467	447	209	129	82	2209

Los valores de los elementos contaminantes transportados por la rivera del Olivargas son pequeños en el contexto de la cuenca del río Odiel. En cuanto a los metales tóxicos destacan 21 toneladas de Zn, 8 ton de Al, 8 de Mn y 2581 de sulfatos, que son del orden de 30 a 70 veces menor que las transportadas por el río Meca en el mismo periodo.

3.1.2. A partir del caudal

En este apartado se calculará la carga de elementos a partir de la relación de la concentración con el caudal obtenido mediante el modelo SWAT. En general los elementos que tenían mayores valores de correlación con la conductividad eléctrica también presentan mejores correlaciones con el caudal. Bario, Ca, Mg, Mn, Na, Sr y sulfato tienen valores del coeficiente de determinación entre 0.70 y 0.85 (Fig. VI.31).

Aluminio, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Ni, Si y Zn no tienen buena relación con el caudal (R^2 menor a 0.60). Al igual que para la conductividad eléctrica, no se considera la relación obtenida para el Pb a pesar del elevado valor de R^2 (0.89), ya que tan sólo hay 5 muestras con valores por encima del límite de detección.

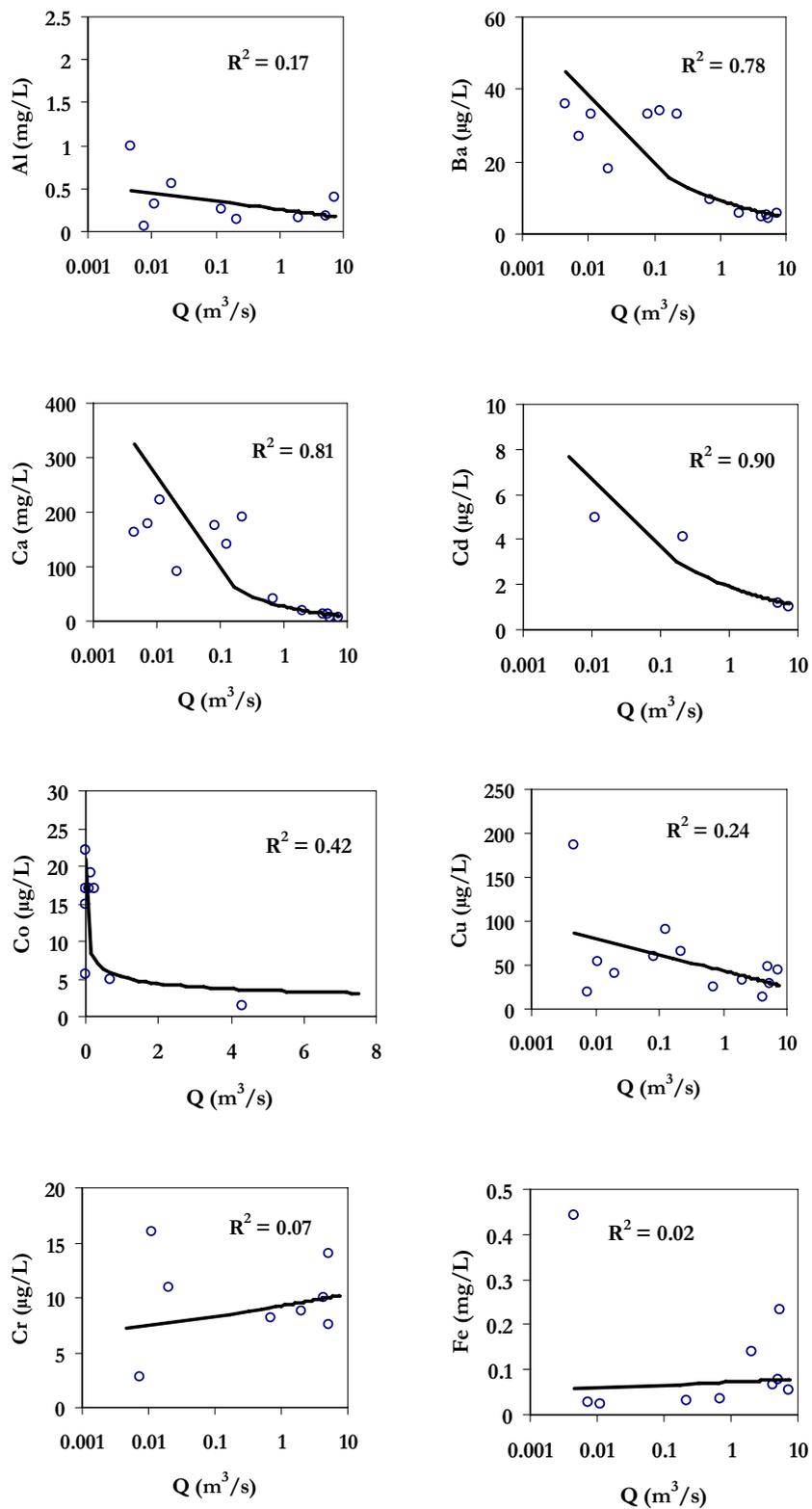


Figura VI.31. Algunas relaciones entre la concentración de elementos y el caudal simulado en la rivera del Olivargas.

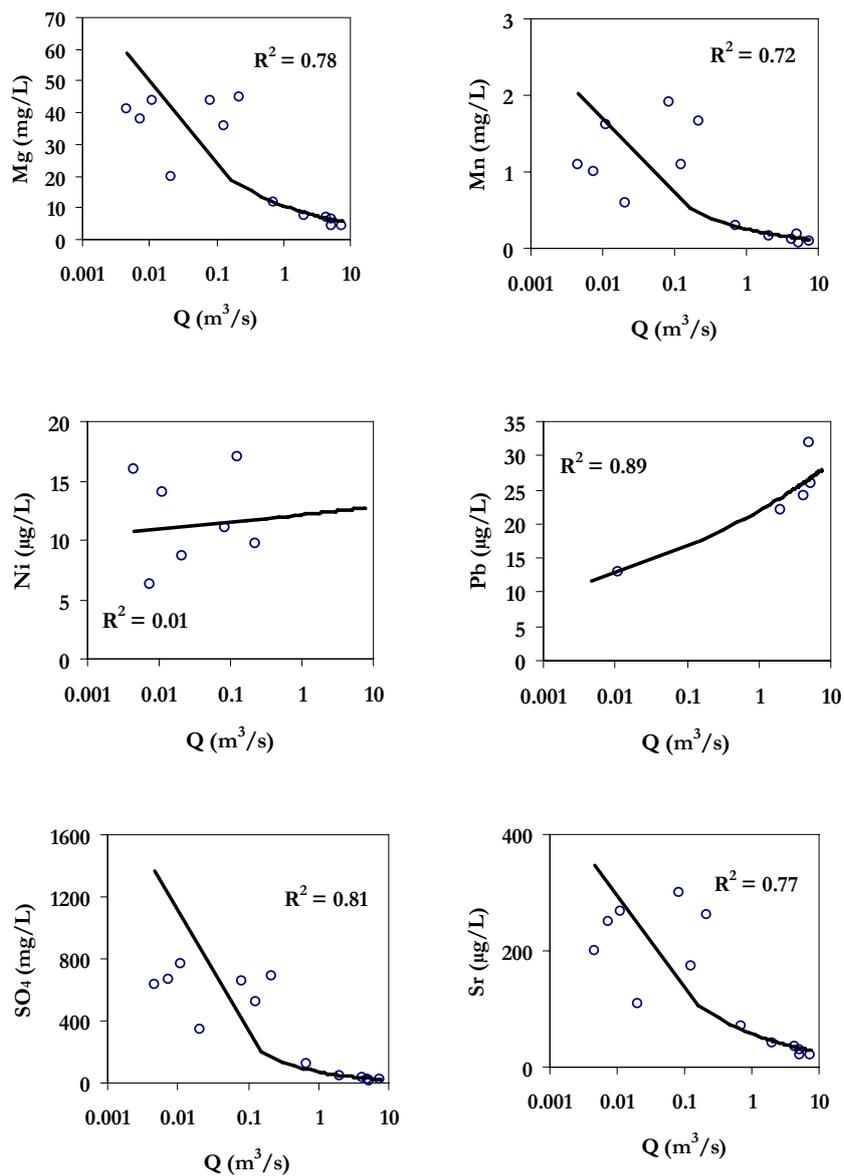


Figura VI.31. Continuación.

En la Tabla VI.12 se relacionan los valores de la carga disuelta transportada obtenida a partir de la relación con el caudal, y se compara con la calculada a partir de la relación con la conductividad eléctrica; existen buenos ajustes con diferencias menores del $\pm 20\%$ (Fig. VI.32).

Tabla VI.12. Cálculo de la carga de elementos transportada por la rivera del Olivargas en el año 2009/10, obtenida a partir de las relaciones con el caudal y valores obtenidos mediante la relación con la conductividad eléctrica (CE).

		A partir del Q	A partir de la CE	Diferencias (%)
Ca	ton	879	887	-1
Mg	ton	417	405	3
Mn	ton	9.4	8	18
Na	ton	687	716	-4
SO ₄	ton	2135	2581	-17
Ba	kg	394	354	11
Sr	kg	2206	2209	-0.1

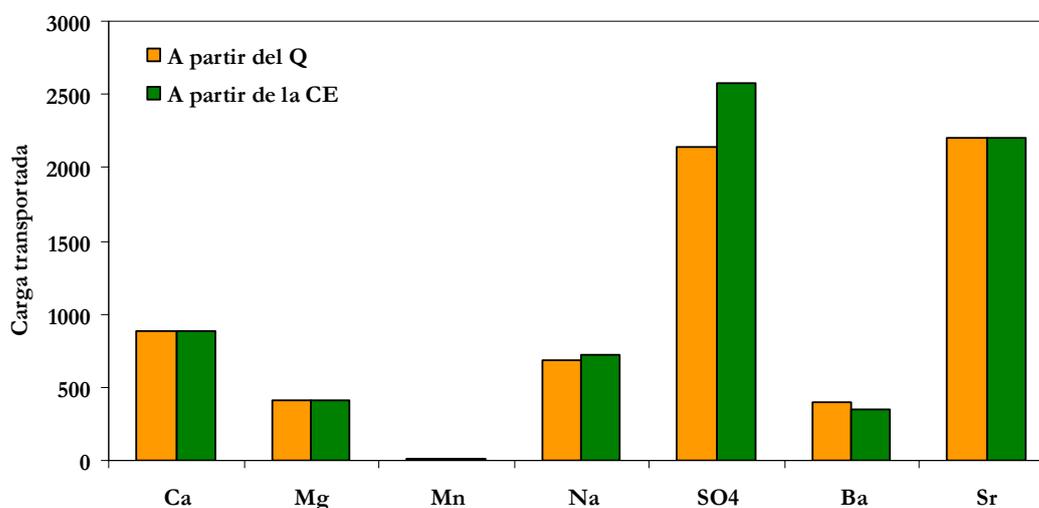


Figura VI.32. Carga de los elementos mayoritarios (Ca, Mg, Mn, Na, y sulfato en ton/año) y minoritarios (Ba y Sr en kg/año) en el río Olivargas a partir de las relaciones con el caudal (Q) y la conductividad eléctrica (CE).

Por último, en la Tabla VI.13 se muestra la carga media anual calculada a partir de las relaciones entre el caudal y la concentración de elementos.

Tabla VI.13. Carga media de elementos en la rivera del Olivargas calculada a partir de las relaciones con el caudal.

Elemento	Carga media
Ca	ton 581
Mg	ton 252
Mn	ton 6
Na	ton 406
SO ₄	ton 1508
Ba	kg 234
Sr	kg 1340

3.2. APORTE DE ELEMENTOS DEL ARROYO LOS PECES

Los datos obtenidos a partir del data-logger instalado en este punto (Fig. VI.33) son muy incompletos pues, el equipo fue arrastrado por las grandes crecidas producidas entre finales de diciembre de 2009 y principios de enero de 2010. El 5 de mayo de 2010, cuando bajó el nivel del agua, se instaló un nuevo data-logger (Fig. V.34).



Figura VI.33. Localización del data-logger (flecha roja) en el arroyo Los Peces.

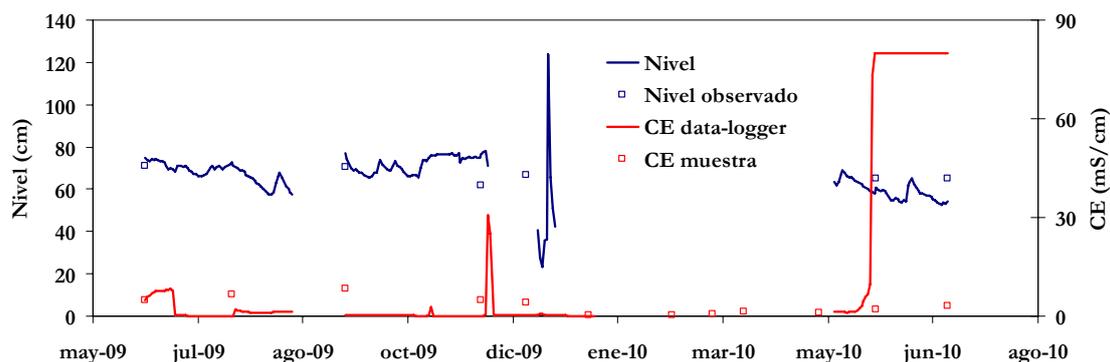


Figura VI.34. Evolución diaria del nivel del agua y la conductividad eléctrica medida con el data-logger y determinada en los muestreos puntuales.

En los escasos periodos en los que ha registrado datos (Fig. VI.34), el data-logger muestra unas medidas anómalas de conductividad eléctrica, con valores altísimos (hasta 80 mS/cm).

Este hecho se detecta también en los data-loggers del barranco del Herrerito, del río Odiel (en el puente de los cinco ojos), del río Odiel en Sotiel, y del río Oraque (ver apartados 4, 5, y 6). El que sean distintos equipos los que presenten estas mismas dificultades de funcionamiento parece indicar que se debieron a la agresividad de las aguas ácidas de mina; sin embargo en el río Meca, con condiciones similares, el equipo funcionó correctamente (o al menos la afección no fue tan grave). De este modo, los escasos datos registrados a partir de estos data-loggers no permiten la obtención de la carga transportada a partir de la conductividad eléctrica.

En el arroyo Los Peces se tomaron 13 muestras desde finales de la primavera de 2009 a junio de 2010 (Tabla VI.14). Los valores de pH se sitúan entre 1.94 y 3.95 y el rango de conductividad de 0.33 mS/cm a 8.25 mS/cm. En cuanto a los elementos mayoritarios destacan las concentraciones de Zn (17 – 736 mg/L), Al (7 – 291 mg/L) e Fe (5 – 41 mg/L). Las elevadas concentraciones de Zn en este punto son debidas a los lixiviados de la mina de Monte-Romero. En la mayoría de las muestras, la concentración de As está por debajo del límite de detección (Tabla VI.14).

Tabla VI.14. Datos analíticos de los muestreos realizados en el arroyo de Los Peces durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh mV	CE mS/cm	Al mg/L	As µg/L	Ba µg/L	Be µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L
27-may-09	2.67	721	4.7	104	< l.d.	7.4	16	271	301	889	14	4700
11-jun-09	2.44	735	4.9	110	27	5.5	15	268	281	646	19	5400
22-jul-09	2.57	716	6.48	193	32	9.1	41	393	597	1417	39	9378
14-sep-09	2.63	725	8.25	291	39	7.0	50	447	813	2095	52	14000
18-nov-09	2.82	711	4.80	180	< l.d.	6.5	32	290	372	1142	107	7783
09-dic-09	2.89	748	4.08	149	< l.d.	5.9	28	301	292	1065	74	5650
08-ene-10	3.95	584	0.36	6.7	< l.d.	19	0.69	18	30	35	17	1223
17-feb-10	3.39	585	0.33	7.9	< l.d.	< l.d.	0.59	16	42	31	10	1564
08-mar-10	2.88	607	0.55	10	< l.d.	15	1.2	20	64	48	13	2173
23-mar-10	2.12	678	1.32	39	< l.d.	15	5.6	69	260	222	34	6105
28-abr-10	3.01	667	0.91	18	< l.d.	18	2.7	40	113	102	18	2288
25-may-10	2.62	721	1.99	51	< l.d.	16	8.7	101	304	306	43	4869
28-jun-10	1.94	719	3.21	79	18	13	14	155	421	480	64	6383
Media	2.76	686	3.22	95		11	17	184	299	652	39	5501
Mediana	2.67	716	3.21	79		11	14	155	292	480	34	5400
Mín.	1.94	584	0.33	6.7		< l.d.	1	16	30	31	10	1223
Máx.	3.95	748	8.25	291		19	50	447	813	2095	107	14000
Desv. Esta.	0.51	58	2.55	88		5	16	152	224	639	29	3534

l.d. es el límite de detección.

Tabla VI.14. Continuación.

	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	SO ₄	Si	Sr	Zn
	mg/L	mg/L	µg/l	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/l	mg/L
27-may-09	15	< l.d.	278	239	38	20	579	186	2599	49	297	294
11-jun-09	14	2.2	266	252	38	19	576	182	2679	53	274	281
22-jul-09	13	< l.d.	890	424	66	38	1363	259	4848	85	743	501
14-sep-09	14	< l.d.	1294	643	104	53	1982	219	6268	74	874	736
18-nov-09	7.8	0.9	572	298	56	33	1003	164	3572	59	570	383
09-dic-09	15	1.0	459	267	49	32	861	132	3336	45	539	322
08-ene-10	5.4	0.8	< l.d.	17	1.9	8.3	33	78	174	7.3	38	17
17-feb-10	6.9	< l.d.	22	17	2.2	7.0	34	< l.d.	209	7.7	< l.d.	19
08-mar-10	12	0.5	41	22	2.7	8.2	48	74	253	9.3	39	27
23-mar-10	41	0.6	120	< l.d.	9.2	13	235	188	931	17	105	105
28-abr-10	12	0.9	54	39	4.6	13	106	97	413	13	73	48
25-may-10	18	1.0	172	105	14	18	319	258	1176	26	163	127
28-jun-10	15	1.1	286	167	26	25	512	322	2473	41	249	220
Media	15	1.0	371	208	32	22	589	180	2225	37	330	237
Mediana	14	0.9	272	203	26	19	512	184	2473	41	262	220
Mín.	5.4	< l.d.	< l.d.	17	1.9	7.0	33	< l.d.	174	7.3	< l.d.	17
Máx.	41	2.2	1294	643	104	53	1982	322	6268	85	874	736
Desv. Esta.	9.0	0.5	385	190	31	14	587	77	1934	26	285	216

l.d. es el límite de detección.

Los elementos cuya concentración tiene mejor correlación con el caudal generado por SWAT (R^2 entre 0.70 y 0.80) son: Al, Be, Ca, Cd, Co, Mg, Mn, Ni, Si, Zn y sulfato, mientras que para Cu, Li, Na, Pb y Sr el coeficiente de determinación se sitúa entre 0.60 y 0.70 (Fig. VI.35). Bario, Cr, Fe y K no tienen correlación aceptable con el caudal (R^2 menores de 0.60).

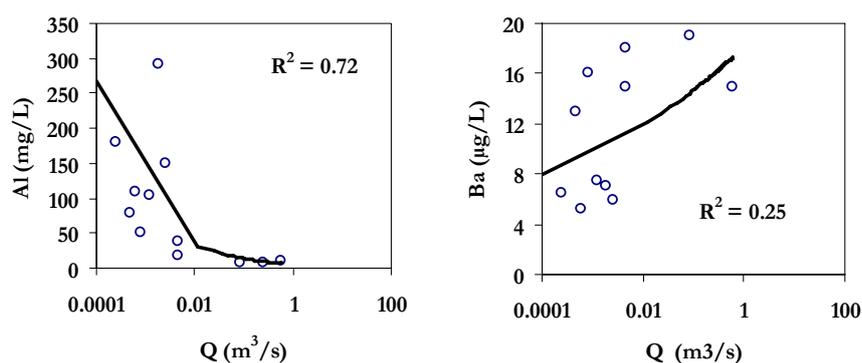


Figura VI.35. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal simulado y la concentración de elementos en el Arroyo Los Peces.

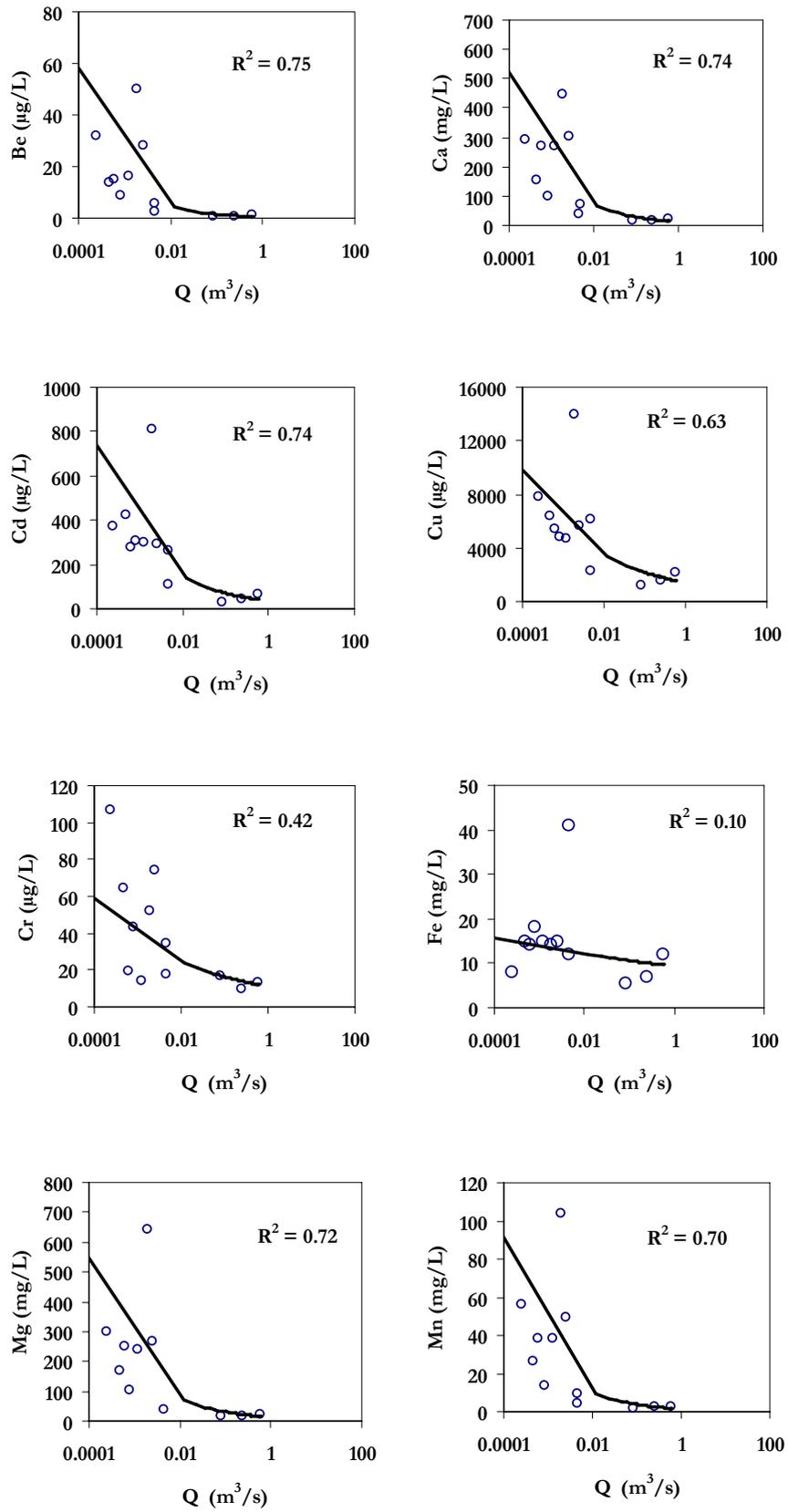


Figura VI.35. Continuación.

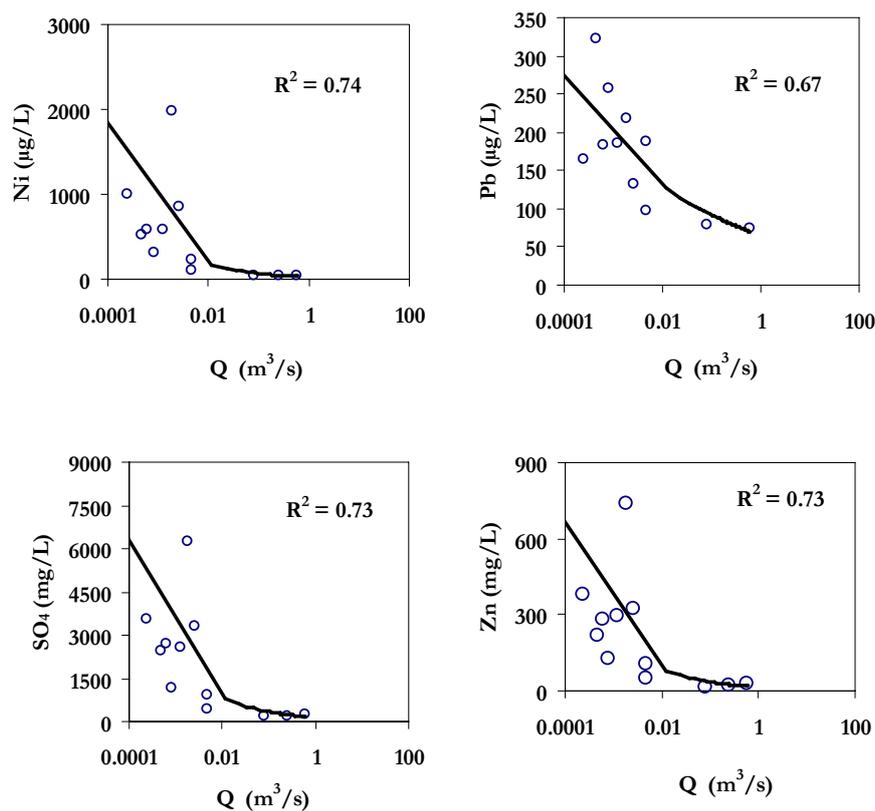


Figura VI.35. Continuación.

En la Tabla VI.15 se recoge la carga media de elementos obtenida a partir de la relación entre el caudal y la concentración de elementos. Destacan las 65 ton/año de Zn y 25 de Al, también se transportan cantidades importantes de elementos minoritarios como Cd, Co, Ni, Pb, etc.

Tabla VI.15. Carga de elementos transportados por el arroyo de Los Peces durante el año hidrológico 2009/10, obtenida a partir de las relaciones caudal-concentración.

Elemento	Carga transportada	Elemento	Carga transportada
Q	m³/s 0.14	SO₄	ton 640
Al	ton 25	Be	kg 2.6
Ca	ton 55	Cd	kg 147
Cu	ton 5.4	Co	kg 120
Mg	ton 58	Li	kg 102
Mn	ton 6.9	Ni	kg 120
Na	ton 25	Pb	kg 250
Si	ton 23	Sr	kg 114
Zn	ton 65		

En el trabajo de Sarmiento (2007) existe un punto de control en este arroyo situado después de recibir el lixiviado ácido de la mina de Monte-Romero (punto 26 en la Fig.

VI.17), aguas arriba de donde se localiza el data-logger, y en donde se realizaron los muestreos para este trabajo. Se dispone de los datos analíticos de 11 muestras de agua tomadas entre febrero de 2002 y octubre de 2004.

Para contrastar los datos calculados en el arroyo Los Peces, se obtendrá a continuación la carga transportada en este punto utilizando los caudales generados por el modelo SWAT. La superficie drenada hasta el punto 26 es de 3.5 km² y su caudal medio de 0.052 m³/s, mientras que en el lugar de instalación del data-logger aguas abajo, la superficie de drenaje es de 4.5 m³/s y el caudal medio de 0.061 m³/s. Puesto que no hay aportes de lixiviados ácidos entre ambos puntos la carga de metales tóxicos debe ser similar, a excepción de aquellos elementos que puedan sufrir procesos de precipitación/coprecipitación. No obstante hay que señalar que las condiciones hidrológicas entre ambos conjuntos de muestreo fueron diferentes, debido a la elevada pluviometría del año 2009/10.

Las relaciones de los datos de Sarmiento (2007) y el caudal obtenido por SWAT se muestra en la Figura VI.36. El grupo de elementos Ca, Cd, Co, Li, Mg, Ni y sulfato tiene correlaciones con el caudal con R² entre 0.70 y 0.90; mientras que Al, Fe, Mn y Zn presentan valores de R² entre 0.60 y 0.70. Arsénico, Cr, Cu, Na, Pb, Sr, Sn y Sr no tienen una relación aceptable con el caudal (R² menor de 0.60).

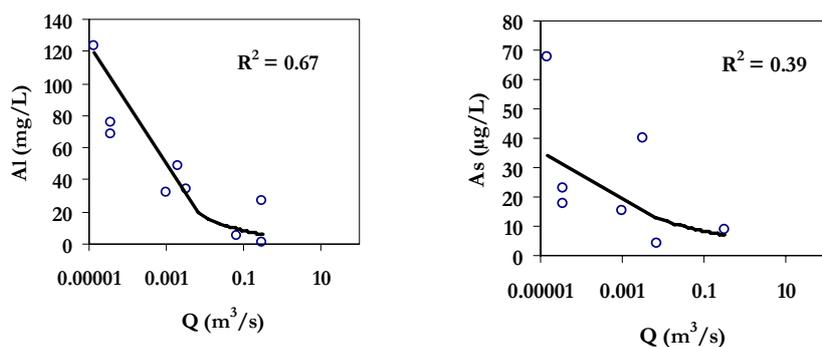


Figura VI.36. Algunos ejemplos de relaciones entre caudal simulado por SWAT y la concentración de elementos en el punto 26 en el arroyo Los Peces.

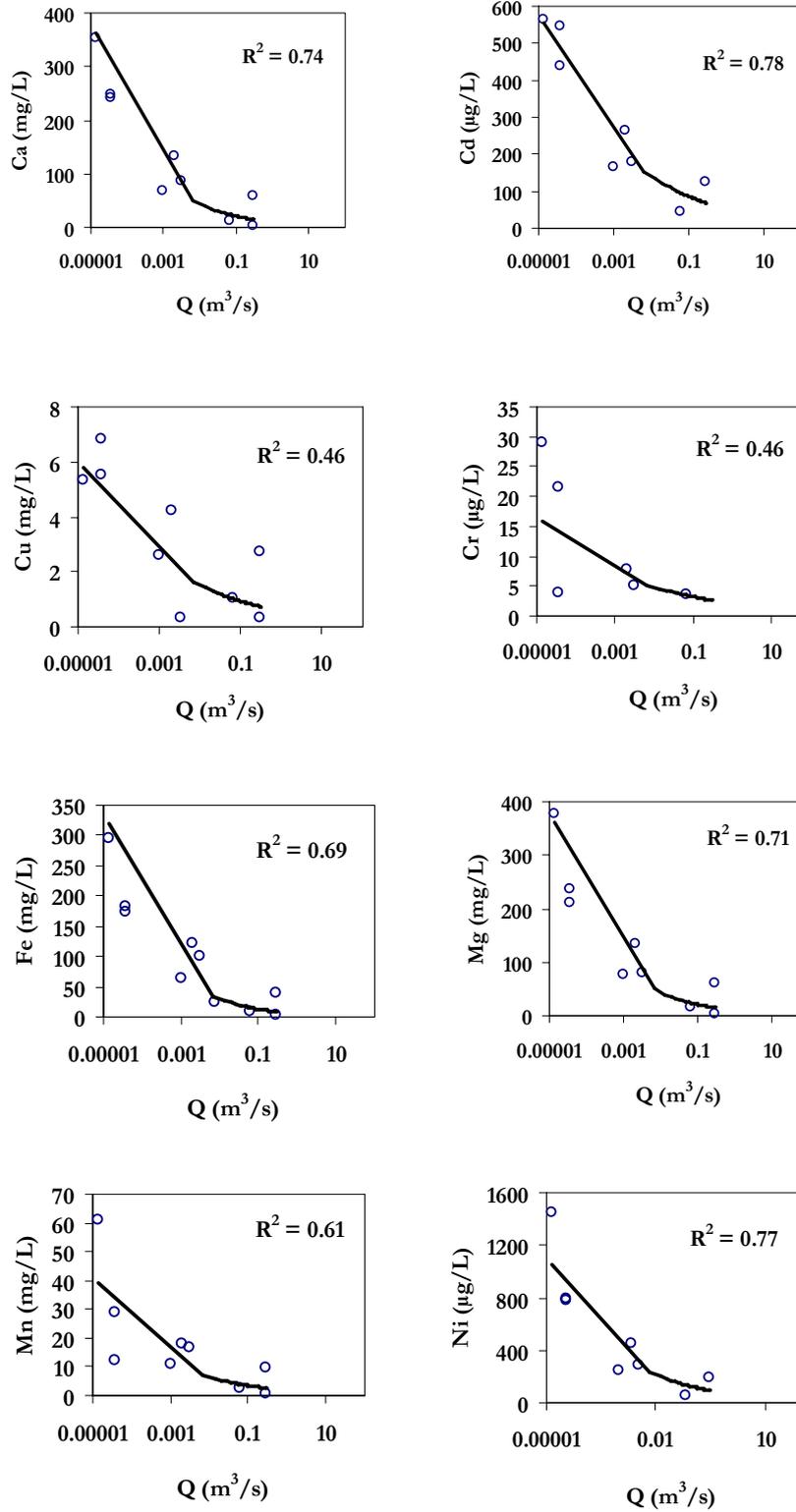


Figura VI.36. Continuación.

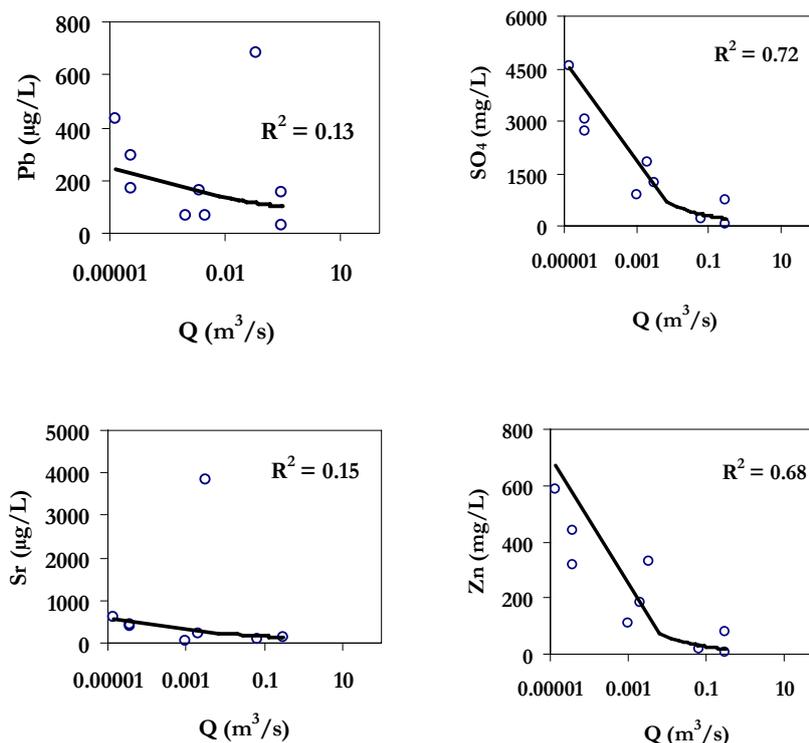


Figura VI.36. Continuación.

En general, en el punto situado aguas abajo la carga transportada es mayor para Ca, Mg, Na, Sr y sulfato (Tabla VI.16 y Fig. VI.37); lo que puede explicarse por los aportes de estos elementos de las aguas de escorrentía de la zona situada entre los dos puntos, pues estos elementos se hallan en concentraciones apreciables en las aguas naturales.

Tabla VI.16. Carga media de elementos en el punto 26 a partir de los datos analíticos de Sarmiento (2007), y en el punto donde está instalado el data-logger del arroyo Los Peces, a partir de los datos analíticos de 2009/10.

Elemento	Punto 26	Data-logger	Elemento	Punto 26	Data-logger		
Q	m ³ /s	0.12	0.14	Zn	ton	47	65
Al	ton	16	25	SO ₄	ton	527	640
Ca	ton	38	55	Cd	kg	186	147
Mg	ton	38	58	Co	kg	263	120
Fe	ton	25	-	Li	kg	63	102
Mn	ton	6.8	6.9	Ni	kg	253	120
Na	ton	15	25				

En el caso del Al, Li y Zn la carga también es menor aguas arriba. En cuanto a Al y Li parte de esta diferencia se podría explicar por el ataque ácido a los materiales del cauce. Sin embargo no hay una justificación para la desviación hallada respecto al Zn (28% inferior en

el punto de aguas arriba) y, por tanto, se debería a la incertidumbre de las estimaciones (Tabla VI.16 y Fig. VI.36).

También, hay que tener en cuenta la precipitación de Fe entre ambos puntos, que afectaría especialmente a metales traza como el Cd, Co y Ni, que tienen mayores valores de carga aportada aguas arriba, incluso superiores al 100%.

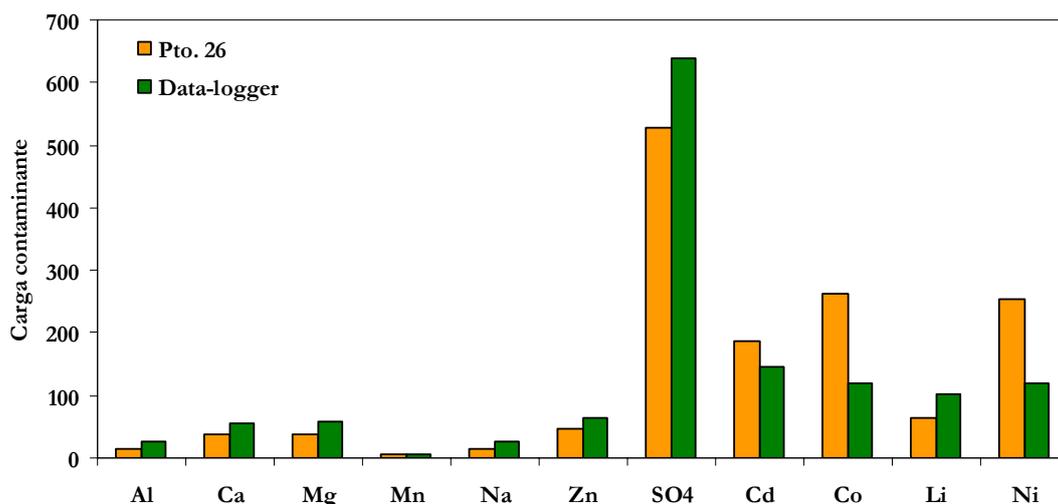


Figura VI.37. Gráfico de barras de la carga de elementos mayoritarios (Al, Ca, Mg, Mn, Na, Zn y sulfato en ton/año) y minoritarios (Cd, Co, Li, y Ni en kg/año) en el arroyo Los Peces (datos analíticos de 2009/10) y en el punto 26 (datos analíticos de 2002-2004).

En la Tabla VI.17 se muestran los valores de la carga media de elementos calculados a partir de las relaciones con el caudal simulado por SWAT para el arroyo Los Peces (en el punto de instalación de data-logger).

Tabla VI.17. Carga media de elementos en el arroyo Los Peces a partir de las relaciones con el caudal.

Elemento	Carga media	Elemento	Carga media
Al	ton 16	SO ₄	ton 398
Ca	ton 34	Be	kg 1.7
Cu	ton 3.1	Cd	kg 88
Mg	ton 36	Co	kg 77
Mn	ton 4.4	Li	kg 63
Na	ton 14	Ni	kg 77
Si	ton 14	Pb	kg 139
Zn	ton 41	Sr	kg 69

3.3. APORTE DE ELEMENTOS DEL BARRANCO DEL HERRERITO

Al igual que en el caso anterior, los datos obtenidos con el data-logger son muy incompletos, pues el equipo se perdió durante las crecidas de finales de diciembre de 2009 o principios de enero de 2010. Así, sólo se dispone de datos en este periodo hasta el 9 de diciembre (Fig. VI.38). Aunque en mayo de 2010 se instaló nuevamente, las medidas de conductividad eléctrica, tanto hasta el 9 de diciembre de 2010 como a partir de mayo de 2011, tienen valores muy elevados de conductividad eléctrica debido al mal funcionamiento del sensor, causado por los precipitados depositados en el mismo (Figs. VI.39 y VI.40)

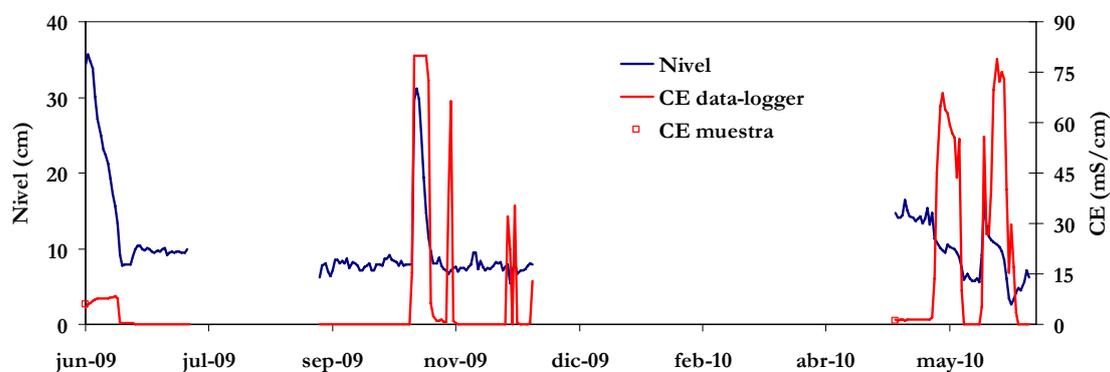


Figura VI.38. Evolución diaria del nivel de agua y la conductividad eléctrica, medida con el data-logger y la determinada en las muestras puntuales, en el barranco del Herrerito.



Figura VI.39. Fotografía de los precipitados sobre el data-logger.



Figura VI.40. Fotografía de detalle de las sales precipitadas en el cauce del arroyo Herrerito (mayo de 2009, la foto se corresponde con un tamaño real de unos 20 cm).

En la Figura VI.41 se representa el caudal simulado, el nivel de agua y también los aforos realizados mediante micromolinetete durante los muestreos. Los datos simulados se ajustan razonablemente a los determinados experimentalmente, aunque las medidas efectuadas son escasas.

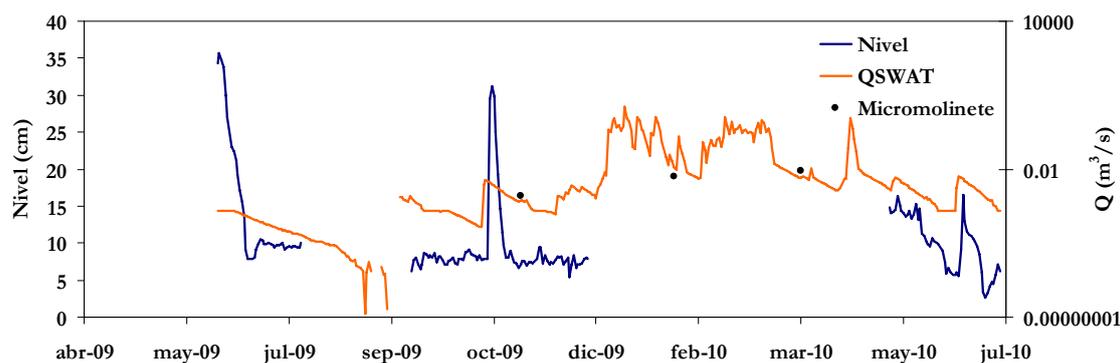


Figura VI.41. Evolución del nivel de agua, del caudal obtenido de SWAT y de los aforos puntuales, en el barranco del Herrerito.

Respecto a los datos hidroquímicos tan sólo hay 5 muestras de agua, debido a las dificultades de acceso en este punto; y a que durante parte del verano y del otoño de 2009 permaneció seco. El pH varía entre 2.60 y 4.36, y la conductividad eléctrica entre 1.04 y

5.80 mS/cm (Tabla VI.18). Destacan las bajas concentraciones de Zn (entre 7 y 15 mg/L) en comparación con las del arroyo Los Peces. En la Tabla VI.18 no se incluyen As y Be que está en todas las muestras por debajo del límite de detección.

Tabla VI.18. Datos analíticos de los muestreos realizados en el barranco del Herrerito durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh mV	CE mS/cm	Al mg/L	Ba µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu mg/L	Fe mg/L
27-May-09	4.36	419	4.9	3.0	23	862	56	909	5.4	1.7	63
6-Nov-09	3.57	443	5.8	7.0	13	697	71	1507	< l.d.	0.2	150
20-ene-10	3.08	653	1.04	12	18	96	43	93	10	3.5	5.2
23-Mar-10	2.6	602	1.18	10	14	105	38	93	11	3.5	1.0
5-May-10	2.77	688	1.1	11	16	107	47	99	8.8	3.7	3.0
Media	3.28	561	2.8	9.0	17	373	51	540	8.8	2.5	44
Mediana	3.08	602	1.18	10	16	107	47	99	9.4	3.5	5.0
Mín.	2.6	419	1.04	3.0	13	96	38	93	< l.d.	0.2	1.0
Máx.	4.36	688	5.8	12	23	862	71	1507	11	3.8	150
Desv. Esta.	0.71	123	2.35	4.1	4.3	375	13	645	2.4	1.5	64

l.d. es el límite de detección.

	K mg/L	Li µg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	Na mg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	SO₄ mg/L	Si mg/L	Sr µg/L	Zn mg/L
27-May-09	48	< l.d.	102	98	450	112	113	5850	12	605	7
6-Nov-09	44	< l.d.	88	163	457	144	150	4812	14	508	10
20-ene-10	3.3	32	45	7.8	31	43	104	578	12	197	13
23-Mar-10	12	39	47	8.2	27	46	162	560	15	167	12
5-May-10	2.7	40	51	8.1	29	45	142	581	15	179	15
Media	22	37	67	57	199	78	134	2476	14	331	11
Mediana	12	39	51	8.2	31	46	142	581	14	197	12
Mín.	2.7	< l.d.	45	7.8	27	43	104	560	12	167	7.2
Máx.	48	40	102	163	457	144	162	5850	15	605	15
Desv. Esta.	22	4.0	26	71	233	47	25	2632	2.0	209	3.0

l.d. es el límite de detección.

En cuanto a las correlaciones con el caudal hay que hacer notar que debido al escaso número de muestras los errores asociados al cálculo de la carga transportada serán mayores en este punto. Existe un grupo de elementos con coeficientes de determinación entre 0.80 y 0.90: Ca, Cd, Co, Cr, Mg, Mn, Na, Ni y sulfato; el Fe y Sr muestran un valor de R^2 entre 0.60 y 0.76 (Fig. VI.42). El resto de elementos, Al, Ba, Cu, K, Li, Pb, Si y Zn no tienen buena correlación con el caudal (con R^2 menor de 0.60), por lo que no se calculará la carga aportada.

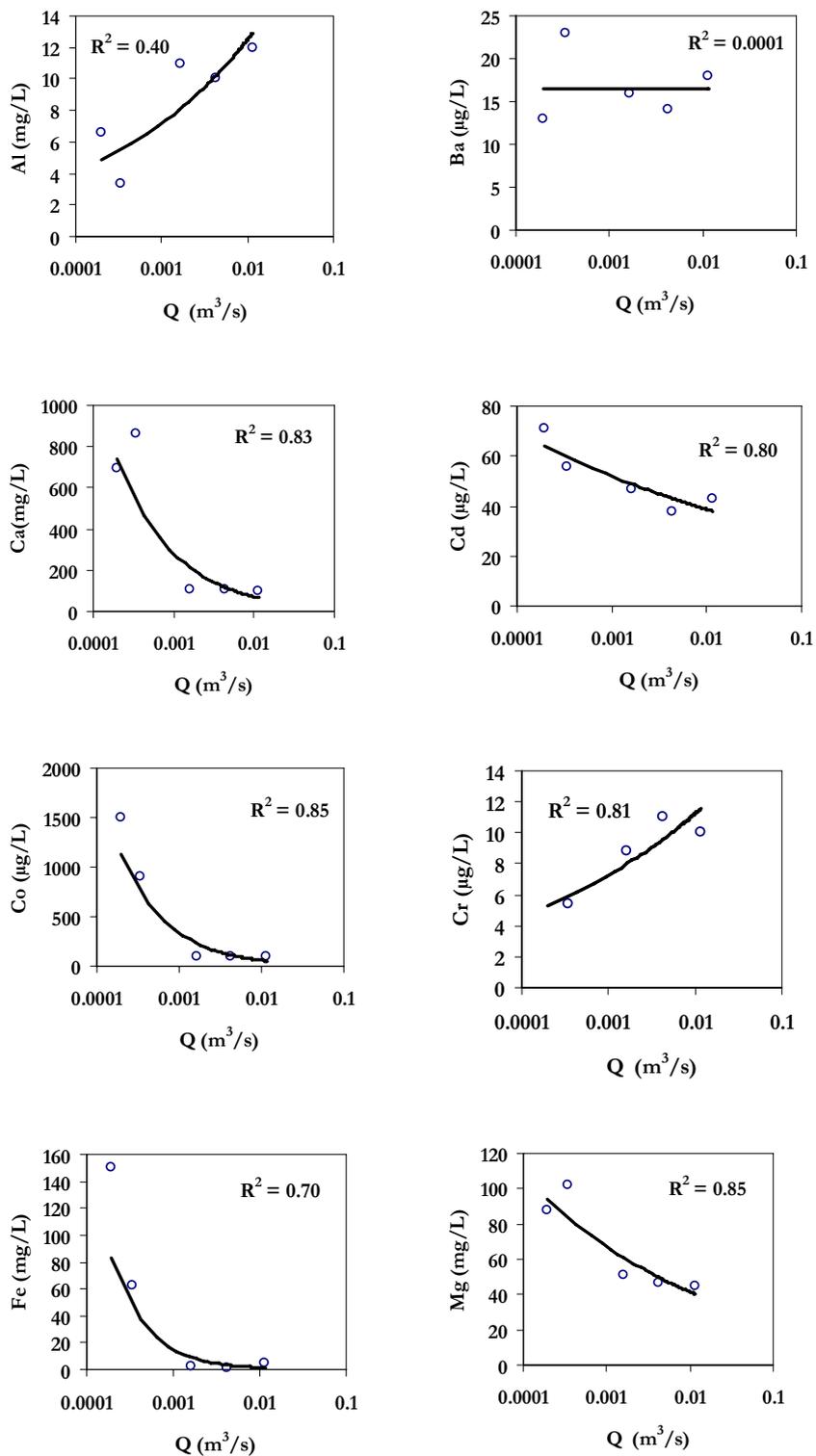


Figura VI.42. Algunos ejemplos de relaciones del caudal simulado y la concentración, para el barranco del Herrerito.

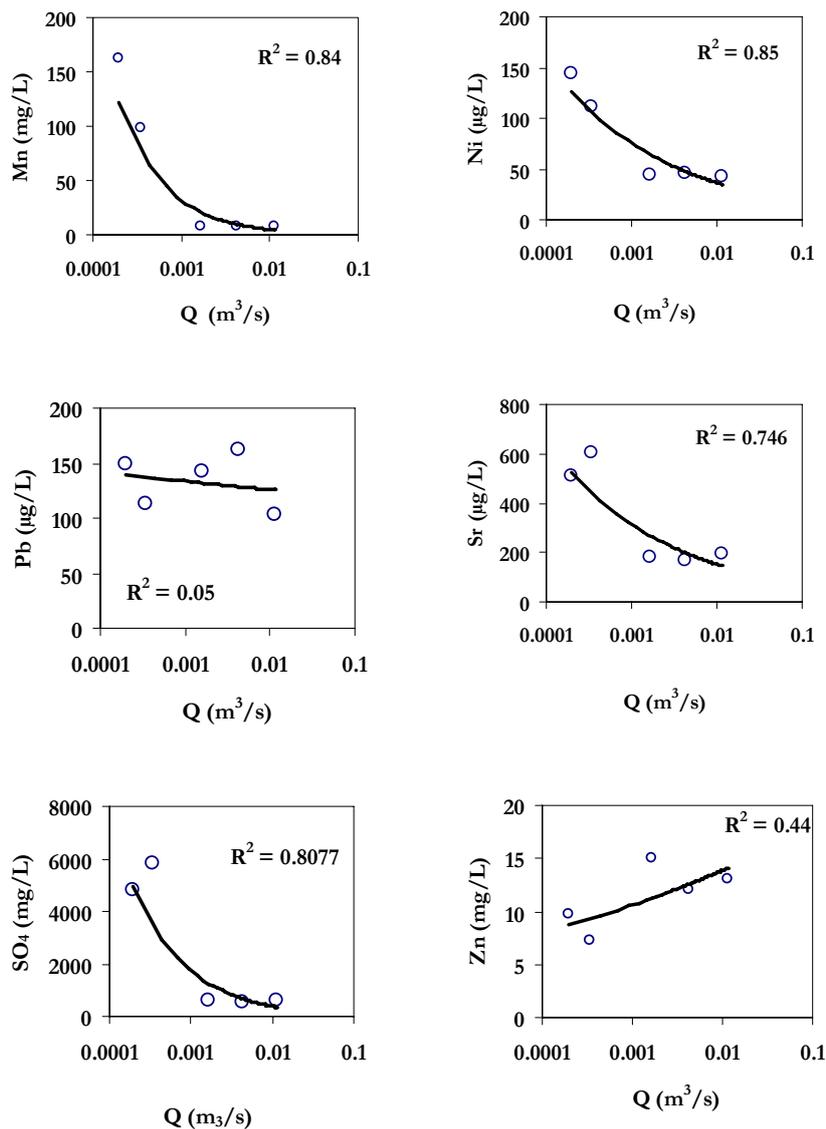


Figura VI.42. Continuación.

La carga de elementos transportada por el barranco del Herrerito es moderada, y muy inferior a la del Arroyo Los Peces. En la Tabla VI.19 se recoge la carga transportada por el barranco del Herrerito para todo el periodo y para el año 2009/10.

Tabla VI.19. Carga media transportada y calculada para el año 2009/10 en el barranco del Herrerito.

Elemento	Carga media	2009/10	
Q	m³/s	0.05	0.1
Ca	ton	18	25
Fe	ton	0.4	0.5
Mg	ton	29	50
Mn	ton	1.1	1.2
Na	ton	4.3	4.6

Elemento	Carga media	2009/10	
SO₄	ton	94	123
Cd	kg	36	63
Co	kg	13	15
Cr	kg	40	69
Ni	kg	17	29
Sr	kg	72	123

3.4. CONCENTRACIÓN MEDIA DE ELEMENTOS EN EL EMBALSE DEL OLIVARGAS

Como forma de comprobación de los resultados obtenidos, al igual que se ha hecho en el embalse del Sancho se puede calcular la concentración media de elementos en el embalse del Olivargas a partir de los datos de la carga de elementos calculados (Tabla VI.20). El principal aporte de elementos al embalse es la rivera del Olivargas que transporta entre el 80 y 96% del Ca, Mg, Na, Cd, Sr y sulfato. El arroyo Los Peces aporta el 70% del Co y también la mayor parte del Al y Zn. El aporte del barranco del Herrerito es de menos importancia, aunque para muchos elementos no ha sido posible calcular la carga transportada.

Tabla VI.20. Carga de elementos para la rivera del Olivargas, Los Peces y Herrerito, para el año 2009/10.

Elemento	Olivargas	Los Peces	Herrerito	Total
Al mg/L	8	25	-	-
Ca mg/L	887	55	25	967
Cu mg/L	-	5.4	-	-
Fe mg/L	-	-	0.5	-
Mg mg/L	405	58	50	513
Mn mg/L	8	6.9	1.2	16
Na mg/L	716	25	4.6	746
Zn mg/L	21	65	-	-
SO ₄ mg/L	2581	640	123	3344
Cd µg/L	1356	147	63	1566
Co µg/L	38	120	15	173
Cr µg/L	-	-	69	-
Li µg/L	-	102	-	-
Ni µg/L	-	-	29	-
Pb µg/L	-	250	-	-
Sr µg/L	2209	114	123	2446

El caudal de la rivera del Olivargas en el punto de control (punto 1 de la Fig. VI.16) supone un 67% del total que llega al embalse, el del arroyo Los Peces un 4% y del barranco del Herrerito un 3%. El resto, un 26%, corresponde a arroyos no afectados por drenaje ácido de minas y por lo tanto, se utilizará la composición química del agua de los embalses de arroyos naturales de Sarmiento (2007), al igual que para el embalse del Sancho. En la Tabla VI.21 se recoge la concentración media de elementos disueltos calculados para la rivera del Olivargas, el arroyo Los Peces y el barranco del Herrerito.

Tabla VI.21. Concentración media de elementos para la rivera del Olivargas, el arroyo Los Peces y el barranco Herrerito.

		Olivargas	Los Peces	Herrerito
Al	mg/L	0.1	8.2	-
Ca	mg/L	16	17	9.1
Cu	mg/L	-	1.6	-
Fe	mg/L	-	-	0.16
Mg	mg/L	6.5	19	18
Mn	mg/L	0.1	2.2	0.4
Na	mg/L	11	7.1	1.7
Zn	mg/L	0.3	21	-
SO ₄	mg/L	44	204	45
Cd	µg/L		45	23
Co	µg/L	0.62	40	5.5
Cr	µg/L	-	-	25
Li	µg/L	-	32	-
Ni	µg/L	-	40	11
Pb	µg/L	-	71	-
Sr	µg/L	35	36	45

Los datos de la composición química del embalse del Olivargas proceden por un lado de Sarmiento (2007), que se corresponde con ocho muestreos llevados a cabo entre julio de 2003 y agosto de 2004, y por otro lado de cuatro muestreos realizados en enero y septiembre de 2009, y enero y julio de 2010 (E. Torres Sánchez, comunicación personal) (Tabla VI.22).

Tabla VI.22. Concentración de elementos en el embalse del Olivargas.

Fecha	Al	As	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li
	mg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L
jul-03	<l.d.	5.4	8.0	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.7	<l.d.
nov-03	<l.d.	<l.d.	4.8	18	18	<l.d.	0.2	0.8	0.3	18
ene-04	0.4	4.7	11	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	1.4	19
feb-04	<l.d.	<l.d.	8.2	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.8	<l.d.
mar-04	<l.d.	<l.d.	7.8	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.7	<l.d.
may-04	0.9	<l.d.	11	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.8	6.4
jun-04	<l.d.	<l.d.	11	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.7	5.8
ago-04	0.3	<l.d.	16	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	<l.d.	1.2	6.3
ene-09	<l.d.	<l.d.	21	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.01	0.06	1.8	-
sep-09	0.03	1.5	18	<l.d.	<l.d.	<l.d.	0.006	0.03	2.0	-
ene-10	0.06	<l.d.	10	1.0	2.7	<l.d.	0.04	0.08	1.4	-
jul-10	0.19	1.5	-	<l.d.	0.8	<l.d.	0.01	0.04	1.7	-
Media	0.2	2.1	11				0.05	0.11	1.1	7.0
Mín.	<l.d.	<l.d.	4.8				<l.d.	<l.d.	0.3	<l.d.
Máx.	0.9	5.4	21				0.20	0.8	2.0	19

l.d. es el límite de detección.

Tabla VI.22. Continuación.

Fecha	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Se	Si	Sr	Zn	SO ₄
	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L
jul-03	5.0	<l.d.	7.6	<l.d.	7.5	<l.d.	3.8	149	<l.d.	13
nov-03	3.5	0.2	3.1	15	<l.d.	<l.d.	1.9	68	1.0	32
ene-04	8.9	0.5	8.7	<l.d.	4.4	<l.d.	3.2	29	1.3	47
feb-04	4.9	0.2	6.7	<l.d.	4.5	<l.d.	3.2	23	1.1	44
mar-04	4.4	0.2	7.0	<l.d.	<l.d.	<l.d.	4.4	22	0.3	35
may-04	6.3	0.2	8.3	<l.d.	5.0	5.9	5.8	39	0.9	54
jun-04	5.8	0.1	7.5	<l.d.	5.9	<l.d.	2.4	37	0.7	41
ago-04	8.3	0.1	10.2	<l.d.	3.9	<l.d.	6.4	43	1.0	63
ene-09	12	0.4	14	4.0	1.6	-	4.9	61	0.9	85
sep-09	9.5	0.1	13	2.2	<l.d.	-	3.8	57	0.2	73
ene-10	5.3	0.4	9.1	2.7	<l.d.	-	4.9	29	0.7	50
jul-10	5.9	0.1	11	19	<l.d.	-	5.4	35	0.1	47
Media	6.6	0.2	8.8	4.4	3.4		4.2	49	0.7	49
Mín.	3.5	<l.d.	3.1	<l.d.	<l.d.		1.9	22	<l.d.	13
Máx.	12	0.5	14	19	7.5		6.4	149	1.3	85

l.d. es el límite de detección.

Se observa un ajuste excelente entre valores calculados y analizados (Tabla VI.23). Para el Co no se puede calcular la concentración media en el embalse ya que hay muy pocas muestras por encima del límite de detección. La concentración calculada de Al, Mn, Zn y sulfato es algo inferior a la media en el embalse, lo que probablemente se debe a procesos de precipitación, que son mucho menos importantes que en el caso del embalse del Sancho como se comprueba en la composición de los sedimentos analizados (Sarmiento *et al.*, 2009b).

Tabla VI.23. Comparación de valores analizados y calculados en el embalse del Olivargas.

Elemento		Calculado		Medido		
				Media	Mín.	Máx.
Al	mg/L	0.4	0.2	<l.d.	0.9	
Ca	mg/L	14	11	4.8	21	
Mg	mg/L	7.6	6.6	3.5	12	
Mn	mg/L	0.2	0.2	<l.d.	0.5	
Na	mg/L	10	8.8	3.1	14	
Zn	mg/L	1.1	0.7	<l.d.	1.3	
SO ₄	mg/L	45	48	13	85	
Co	µg/L	2.2	-	<l.d.	18	
Sr	µg/L	38	49	22	149	

l.d. es el límite de detección.

Como ya se efectuó en el embalse del Sancho, es posible calcular de forma aproximada en la salida del embalse del Olivargas la carga media transportada mediante la multiplicación de los valores medios de la concentración por el caudal medio (Tabla VI.24). Hay que hacer

constar que en el cálculo de la concentración media de Al, Cu, Fe, Ni y Pb se han tenido en cuenta las muestras con valores inferiores al límite de detección. Se comprueba que la carga media de elementos tóxicos es baja, en el contexto de la cuenca del río Odiel, excepto para el Zn (36 ton/año de media y 82 ton/año para el 2009/10), que sigue siendo relativamente móvil a valores de pH próximos a neutros.

Tabla VI.24. Carga media de elementos en la salida del embalse del Olivargas, para todo el periodo simulado y para el año 2009/10.

Elemento	Carga media	2009/10	Elemento	Carga media	2009/10		
Al	ton	10	22	Si	ton	205	467
Ca	ton	564	1285	Zn	ton	36	82
Cu	ton	2.6	5.9	SO ₄	ton	2382	5426
Fe	ton	4.9	11	As	kg	103	235
K	ton	56	127	Pb	kg	167	380
Mg	ton	325	740	Li	kg	543	1237
Mn	ton	11	24	Ni	kg	216	492
Na	ton	432	984	Sr	kg	2418	5508

Al comparar los valores medios de aporte de elementos tóxicos transportado al embalse del Olivargas (Tabla VI.20) con los que salen del embalse para el año hidrológico 2009/10 (Tabla VI.24) se observa que Ca, Mg, Na y sulfato, están en mayores cantidades a la salida del embalse.

Esto se explica porque no se ha tenido en cuenta el aporte de estos elementos por las aguas de escorrentía no afectadas por AMD entre los puntos de control de calidad del agua y el embalse, que debe de ser significativo. El 33% del Al que entra queda retenido en el embalse y para el Zn, que es más móvil a estas condiciones de pH, el contenido aportado por la riera del Olivargas y el arroyo Los Peces, es prácticamente igual al que sale del embalse; por lo tanto su comportamiento sería conservativo.

Por último, hay que señalar que aguas abajo del embalse, la riera del Olivargas recibe un nuevo vertido procedente de las minas de La Zarza, con una elevada carga contaminante (pH 2.7, Fe 233 mg/L, Al 87 mg/L; Sarmiento et al., 2009a), que hace que la riera del Olivargas presente valores de pH próximos a 5 antes de su unión con el río Odiel. Por lo tanto, la carga de elementos transportada por la riera del Olivargas, en su confluencia con el río Odiel, debe ser mayor que la estimada a la salida del embalse.

4. APORTE DE ELEMENTOS DE LA PARTE ALTA DEL RÍO ODIEL (PUENTE DE LOS CINCO OJOS)

El puente de los Cinco Ojos (Fig. VI.43) se sitúa en el cruce del río Odiel con la carretera N-435; corresponde al punto 15 de la Figura VI.1. En esta zona el río Odiel ya ha recibido los vertidos de las minas Concepción, San Platón, Poderosa, Esperanza y Riotinto (estos últimos a través del arroyo Agrio).



Figura VI.43. Río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.

Para este caso, la información obtenida con el data-logger también fue muy escasa. Debido al mal funcionamiento del sensor de conductividad (Fig. VI.44) el equipo fue reemplazado en enero de 2010, pero en febrero fue arrastrado por una avenida. Por lo tanto, no es posible el cálculo de la carga de elementos disueltos a partir de la conductividad eléctrica.

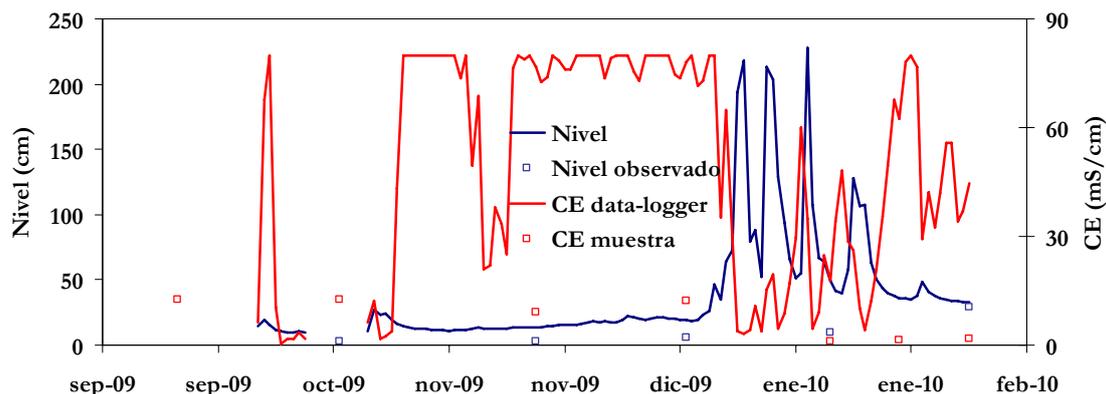


Figura VI.44. Evolución del nivel del agua y la conductividad eléctrica registrada en el data-logger y la determinada en los muestreos puntuales en el río Odiel, en el puente de los Cinco Ojos.

En la Figura VI.45 se representan el nivel del agua registrado con el data-logger, el caudal simulado obtenido mediante el modelo SWAT y los aforos puntuales realizados con micromolinetete. Se observa como, en general, los aforos realizados tienen buen ajuste con el caudal simulado y el nivel registrado (Figs. VI.46 y VI.47). Al igual que en la rivera del Olivargas, los caudales generados por SWAT durante el otoño muestran fluctuaciones no registradas en el nivel del data-logger.

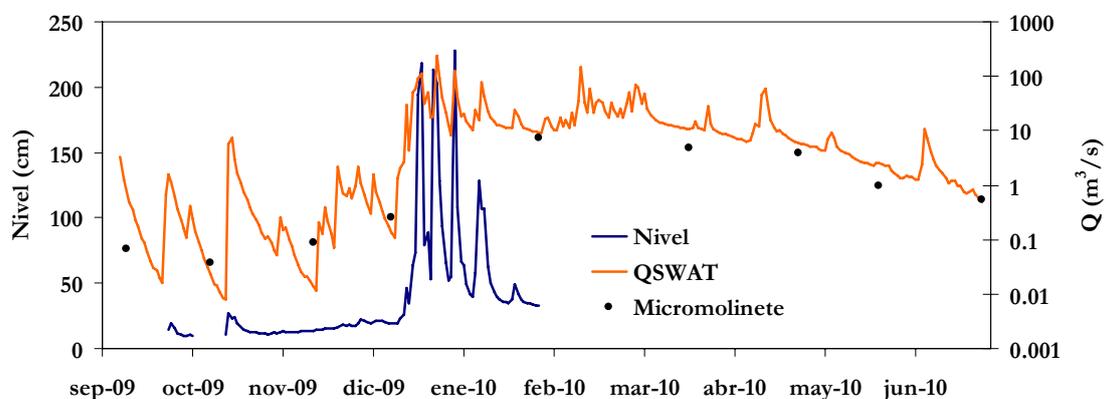


Figura VI.45. Caudal simulado, aforos puntuales y nivel registrado con el data-logger en el río Odiel en el Puente de los Cinco Ojos durante el año 2009/10.

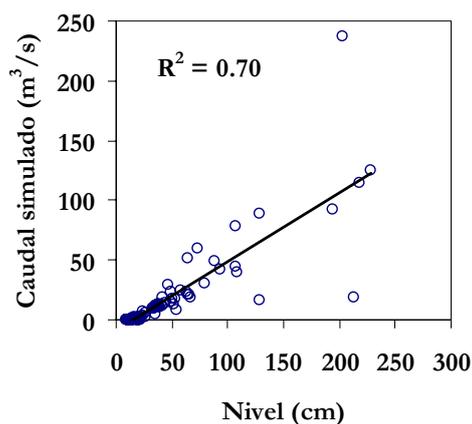


Figura VI.46. Relación entre los valores diarios de nivel del agua y caudal simulado.

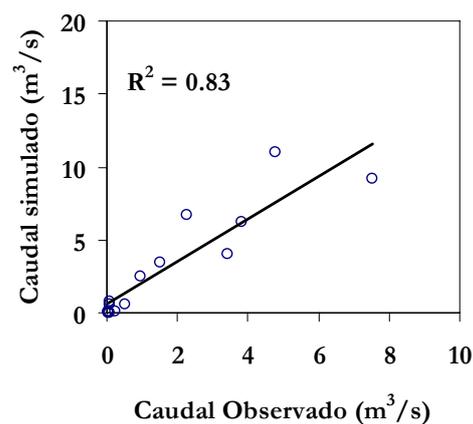


Figura VI.47. Relación entre los valores de caudal simulado y aforado.

En cuanto a los datos analíticos, se dispone de los análisis de 14 muestras de Sarmiento (2007), y de 14 muestras recogidas durante el periodo de junio de 2009 a junio de 2010 con una frecuencia aproximadamente mensual. En estas últimas (Tabla VI.25), el pH oscila entre 2.55 y 3.44, mientras que la conductividad eléctrica varía ampliamente entre 0.54 y

Tabla VI.25. Datos analíticos del río Odiel en el puente de los Cinco Ojos durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh mV	CE mS/cm	Al mg/L	As µg/L	Ba µg/L	Be µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu mg/L
11-Jun-09	2.57	748	8.0	623	< l.d.	18	26	193	470	2906	35	53
17-Sep-09	2.39	711	12.6	884	29	23	43	379	814	4466	70	95
15-Oct-09	2.63	724	12.6	1086	< l.d.	11	54	302	868	4566	107	90
18-Nov-09	2.60	756	9.1	581	< l.d.	18	28	178	501	2625	59	53
14-Dec-09	2.79	729	3.5	198	< l.d.	23	9.7	86	169	935	25	17
8-Jan-10	3.20	643	1.0	51	< l.d.	22	1.6	36	43	219	62	5.9
20-Jan-10	2.98	655	1.3	67	< l.d.	24	2.4	48	57	301	17	8.0
1-Feb-10	3.05	654	1.6	80	< l.d.	23	< l.d.	72	69	402	11	8.9
17-Feb-10	3.44	578	0.5	22	< l.d.	23	0.45	23	18	106	33	2.6
8-Mar-10	3.12	614	0.7	32	< l.d.	21	1.1	26	28	157	8	4.3
23-Mar-10	2.43	651	1.5	75	< l.d.	28	3.5	47	66	349	13	9.1
28-Apr-10	2.95	667	2.0	65	< l.d.	28	3	45	62	313	15	8.7
25-May-10	2.79	696	2.0	114	< l.d.	35	5.3	54	97	519	19	13
28-Jun-10	2.25	734	2.8	137	< l.d.	34	7.2	62	133	678	25	18
Media	2.80	683	4.2	287		23.6	14.3	110.8	242	1324	36	28
Mediana	2.79	682	2.0	97		23.0	5.3	58.0	83	461	25	11
Mín.	2.25	578	0.5	22		11.0	< l.d.	23.0	18	106	8.0	2.6
Máx.	3.44	756	13	1086		35.0	54.0	379.0	868	4566	107	95
Desv. Esta.	0.34	53	4.4	354		6.3	17.8	111.1	296	1611	29	32

l.d. es el límite de detección.

Tabla VI.25. Continuación.

	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	SO₄	Si	Sr	Zn
	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L
11-Jun-09	199	< l.d.	1088	798	92	22	1659	< l.d.	6849	27	286	20
17-Sep-09	240	5.2	1571	1032	154	47	2157	356	10751	50	690	198
15-Oct-09	137	2.1	1557	1154	156	47	2260	< l.d.	11134	54	673	209
18-Nov-09	153	< l.d.	840	667	90	32	1342	< l.d.	6973	28	414	126
14-Dec-09	38	1.6	295	227	32	25	518	52	2540	10	182	43
8-Jan-10	16	1.6	75	54	6.0	12	101	112	657	8.5	62	10
20-Jan-10	14	1.7	102	73	8.2	14	141	52	917	9.5	70	14
1-Feb-10	28	1.5	114	92	11	21	180	42	1135	9.5	95	16
17-Feb-10	5.2	1.3	28	28	2.5	9.9	37	70	298	7.4	40	4.3
8-Mar-10	9.1	1.1	42	41	3.7	9.9	60	24	392	9.0	45	6.7
23-Mar-10	20	1.1	119	99	10.0	13	175	31	952	9.5	76	17
28-Apr-10	7.1	1.6	101	85	8.7	13	151	42	843	11.0	78	15
25-May-10	21	1.1	180	143	16	14	266	39	1412	9.9	105	26
28-Jun-10	26	1.4	246	205	22	16	362	75	2470	13	118	35
Media	65.2	1.8	454	336	44	21	672	81	338	18	210	55
Mediana	23.5	1.6	149	121	13	15	223	52	1273	10	100	17
Mín.	5.2	< l.d.	28	28	2.5	9.9	37	< l.d.	298	7.4	40	20
Máx.	240	5.2	1571	1154	156	47	2260	356	11134	54	690	209
Desv. Esta.	80	1.1	564	397	55	13	812	94	3864	16	225	72.9

l.d. es el límite de detección.

12.6 mS/cm. Las concentraciones de metales son muy elevadas; el Fe oscila entre un mínimo de 5.2 mg/L y un máximo de 240 mg/L, y el Al varía entre 22 hasta valores de 1086 mg/L.

El análisis de componentes principales (ACP) de las muestras de 2009 y 2010 permite ver como todos los elementos, a excepción del Ba, se encuentran agrupados en la parte positiva de la componente 1 (Fig. VI.48); que supone una gran proporción de la varianza muestral (78%). Esto indica un comportamiento parecido de todos estos compuestos; estos elementos tienen concentraciones mayores durante el periodo de lavado de sales del otoño (muestras de septiembre y octubre en el gráfico de observaciones Fig. VI.48). La segunda componente (que explica tan sólo un 8% de la varianza), se relaciona fundamentalmente con un mayor contenido en Ba durante las muestras de la primavera y el verano.

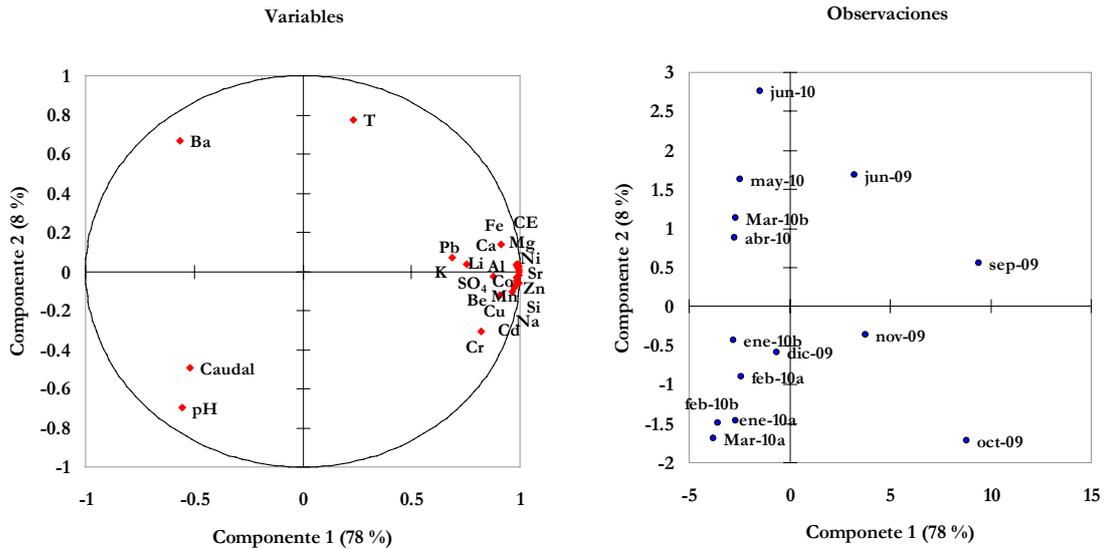


Figura VI.48. Análisis de componentes principales de las muestras de 2009/10, en el río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.

A continuación se calculará la carga transportada a partir de las correlaciones entre la concentración de elementos y el caudal simulado; se obtienen coeficientes de determinación (R^2) comprendidos entre 0.60 y 0.75 para los elementos: Al, Be, Ca, Cd, Co, Cu, Li, Mg, Mn, Ni, Sr, Zn y sulfato (Fig. VI.49). Cromo, Fe, K, Na y Si no tienen una relación aceptable con el caudal (R^2 es menor de 0.60).

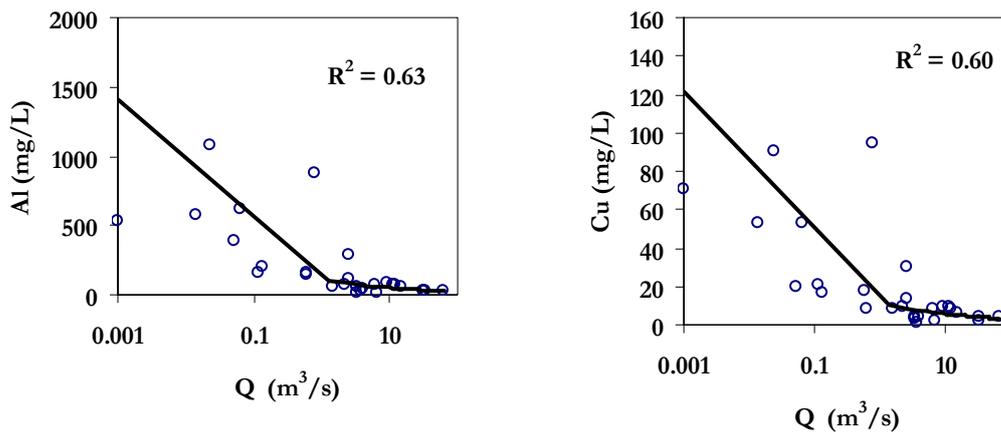


Figura VI.49. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal y la concentración de elementos para todas las muestras, en el río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.

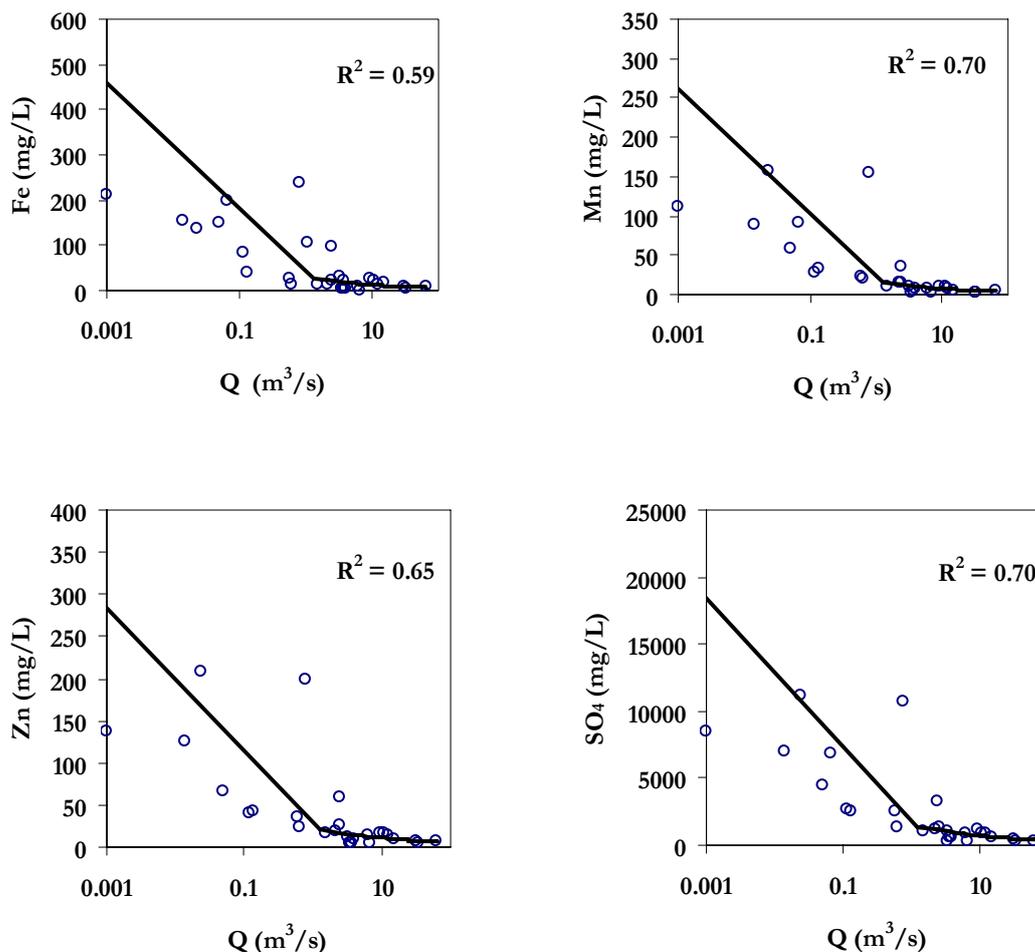


Figura VI.49. Continuación.

En la Tabla VI.26 se muestra la carga de elementos calculada para el año hidrológico 2009/10. En este punto sobresalen las 11305 ton/año de Al, las 2496 ton/año de Zn y las 1321 ton/año de Cu.

Tabla VI.26. Carga media de elementos calculada para el periodo 2009/10, en el río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.

Elemento	Carga transportada	Elemento	Carga transportada
Al	ton 11305	SO₄	ton 161633
Ca	ton 9663	Be	kg 630
Cu	ton 1321	Cd	kg 11646
Fe	ton 2812	Co	kg 60137
Mg	ton 14861	Li	kg 17273
Mn	ton 1654	Ni	kg 28150
Zn	ton 2496	Sr	kg 17863

En la Tabla VI.27 puede verse la carga media de elementos transportada por el río Odiel en el punto de control de calidad; destacan 6296 ton/año de Al y 1585 ton/año de Fe.

Tabla VI.27. Carga media transportada por el río Odiel en el puente de los Cincos Ojos.

Elemento	Carga media	Elemento	Carga media
Al	ton 6296	SO ₄	ton 88802
Ca	ton 4960	Be	kg 338
Cu	ton 723	Cd	kg 6364
Fe	ton 1585	Co	kg 33265
Mg	ton 8184	Li	kg 9681
Mn	ton 928	Ni	kg 15630
Zn	ton 1376	Sr	kg 9161

5. APOORTE DE ELEMENTOS DE LA PARTE MEDIA DEL RÍO ODIEL (SOTIEL)

Este punto de muestreo está situado en el río Odiel después de los vertidos de las minas del Buitrón, Tinto Santa Rosa, balsas de Almagrera y Sotiel (punto 45 de la Fig. VI.1); aguas arriba también se incorporan otros cursos contaminados, especialmente importante es el vertido procedente de la mina de la Zarza.

El sensor de conductividad del data-logger instalado en este punto no midió correctamente, ya que aunque la conductividad responde ante las variaciones del nivel del agua, el sensor llega a registrar valores de 80 mS/cm, el rango máximo de detección del dispositivo (Fig. VI.50). Aunque fue reemplazado por otro equipo en abril de 2010, los problemas continuaron. Por este motivo no se puede determinar la carga de elementos transportada a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica.

El sensor de presión del data-logger parece haber funcionado correctamente, ya que los datos de nivel registrados en el tubo de PVC y los medidos por el data-logger se ajustan aceptablemente (Fig. VI.50) y, además, el nivel responde frente a las precipitaciones (Fig. VI.51). Los datos de nivel sólo se registran hasta el 25 de mayo de 2010 pues el sensor de presión atmosférica (barodiver) situado en la aldea de Sotiel fue sustraído. El caudal obtenido a partir de SWAT muestra una aceptable relación con el nivel registrado en el data-logger (Figs. VI.51 y VI.52).

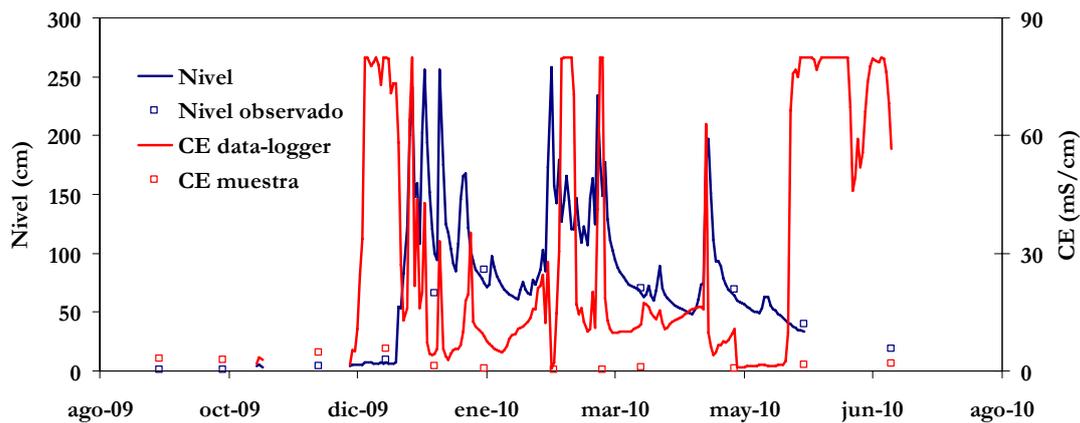


Figura VI.50. Evolución diaria del nivel del agua y la conductividad eléctrica registrada por el data-logger y la determinada en los muestreos puntuales, en el río Odiel en Sotiel.

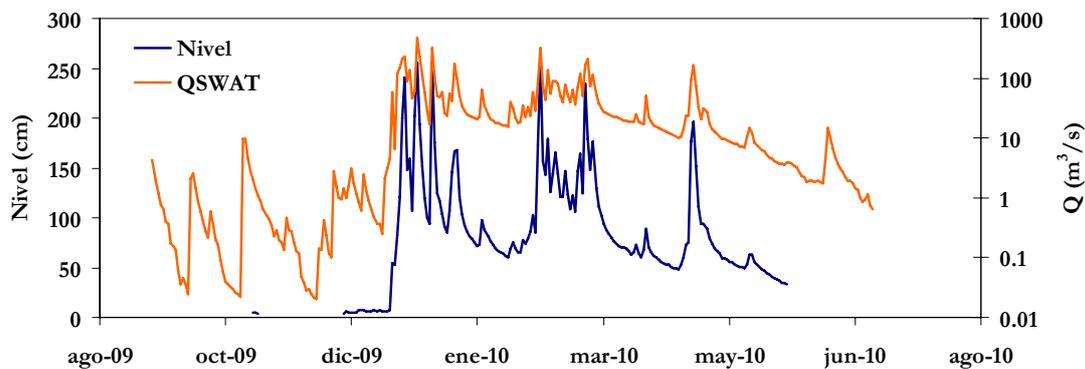


Figura VI.51. Evolución diaria del nivel y del caudal simulado.

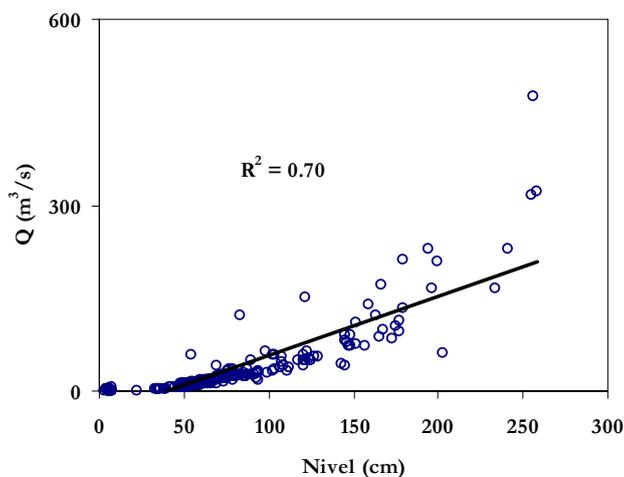


Figura VI.52. Relación entre el nivel registrado en el data-logger y el caudal simulado durante el año 2009/10, en el río Odiel en Sotiel.

En este punto existen datos procedentes de 15 muestras de Sarmiento (2007), tomadas durante el periodo de febrero de 2002 a octubre de 2005, y de 16 muestras obtenidas durante los años 2009 y 2010. Respecto a estos últimos (Tabla VI.28) el pH varió entre 2.31 y 4.20, mientras que el rango de la conductividad fue entre 0.26 y 5.73 mS/cm. Los niveles de contaminantes decrecen sobre los observados en la parte alta del río Odiel (puente de los Cinco Ojos), destacan las concentraciones de Al (8 – 498 mg/L), Fe (1.5 – 106 mg/L) y Zn (2.3 – 99 mg/L).

Se ha realizado el análisis de componentes principales de los datos analíticos de la Tabla VI.28 (Fig. VI.53). No se incluyó el As por estar a menudo por debajo del límite de detección (Tabla VI.28). Los resultados son muy similares a los obtenidos en el río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.

En el ACP de variables se ve como todos los elementos (excepto el Ba) se encuentran en el extremo derecho de la componente 1, que explica el 77% de la varianza muestral; estos elementos estarían relacionados con la conductividad eléctrica (Fig. VI.53). En el extremo negativo de la componente 1 están el pH y el caudal, indicando que cuanto mas bajo sea el pH y el caudal, mayor será la conductividad eléctrica y la presencia de los elementos en disolución.

La componente 2 (7% de la varianza) está fundamentalmente controlada por la temperatura; en la parte positiva de esta componente también se encuentra el Ba. Ligramente afectados por la componente 2 se localizan los elementos Be y Fe, lo que puede indicar una posible precipitación de estos elementos durante la época de estiaje (Fig. VI.53).

En el ACP de las observaciones se encuentran dos muestras situadas en el extremo positivo de la componente 1, y en la parte negativa de la componente 2, son las de noviembre y diciembre de 2009; estas dos muestras se relacionarían con las sales evaporíticas depositadas en el cauce del río redisueltas con las lluvias otoñales (Fig. VI.53).

Tabla VI.28. Datos analíticos de los muestreos realizados en el río Odiel en Sotiel durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh mV	CE mS/cm	Al mg/L	As µg/L	Ba µg/L	Be µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu mg/L
1-Jul-09	2.99	726	2.9	108	< l.d.	12	4	78	82	494	12	0.01
22-Jul-09	2.94	703	2.5	97	13	21	5.9	95	89	525	< l.d.	9.8
17-Sep-09	2.80	750	3.1	101	97	19	5.6	107	80	589	31	8.5
12-Oct-09	2.77	787	2.8	109	< l.d.	11	4.3	100	74	509	34	8.3
18-Nov-09	2.82	753	4.7	339	299	9	14	192	239	1400	49	25
14-Dec-09	2.57	737	5.7	498	55	9.3	24	187	398	2080	53	40
21-Jan-10	3.06	644	0.8	39	< l.d.	20	1.3	37	33	175	7.1	4.6
2-Jan-10	3.11	643	1.1	44	< l.d.	20	< l.d.	49	41	217	12	4.6
17-Feb-10	4.20	560	0.3	7.6	< l.d.	19	< l.d.	16	6.9	43	13	1.0
8-Mar-10	3.70	554	0.3	13	< l.d.	18	0.5	17	12	67	7	1.8
23-Mar-10	2.51	658	1.1	43	< l.d.	21	2.1	36	39	214	9.9	5.5
28-Apr-10	3.20	583	0.7	35	< l.d.	20	1.7	36	32	173	9.4	4.6
25-May-10	2.83	736	1.4	67	< l.d.	27	3.3	51	59	339	13	7.6
28-Jun-10	2.31	714	2.0	88	< l.d.	29	4.6	55	79	438	22	11
Media	2.99	682	2.1	113		18	5.9	75	90	516	21.	9.5
Mediana	2.89	709	1.7	78		19	4.2	53	66	388	13	6.5
Mín.	2.31	554	0.3	8		9.0	< l.d.	16	6.9	43	< l.d.	0.01
Máx.	4.20	787	5.7	498		29	24	192	398	2080	53	40
Desv. Esta.	0.48	76	1.6	137		6.0	6.7	56	105	562	16	11

l.d. es el límite de detección.

	Fe mg/L	K mg/L	Li µg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	Na mg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	SO₄ mg/L	Si mg/L	Sr µg/L	Zn mg/L
1-Jul-09	7.8	3.5	165	157	20	21	277	157	1553	22	131	28
22-Jul-09	6.5	3	198	147	20	29	287	155	1653	22	196	26
17-Sep-09	72	6.1	239	156	22	34	355	571	1789	36	203	49
12-Oct-09	63	5.3	215	105	20	36	326	341	1727	32	184	55
18-Nov-09	106	2.8	494	341	57	50	795	267	4253	40	414	70
14-Dec-09	81	2.2	700	502	76	43	1094	178	5823	32	435	99
21-Jan-10	8.2	1.2	60	49	5.1	13	79	37	566	8.3	61	8.5
2-Jan-10	10	1.5	75	55	6.7	16	100	43	701	8.4	74	11
17-Feb-10	3.1	1.36	12	14	1.2	8.1	17	25	147	6.3	32	2.3
8-Mar-10	4.2	1.1	< l.d.	21	1.7	9.0	24	26	192	7.5	33	3.1
23-Mar-10	4.5	1.1	67	63	6.1	12	105	44	607	9.1	58	10
28-Apr-10	1.5	1.1	54	50	5.0	13	84	30	492	9.7	59	8.4
25-May-10	7.1	1.2	118	95	10	15	176	52	908	9.5	86	16
28-Jun-10	9.7	1.5	158	144	15	18	239	99	1633	12	105	22
Media	27	2.4	196	136	19	23	283	145	1575	18	148	29
Mediana	8.0	1.5	158	100	12	17	207	75	1230	11	95	19
Mín.	1.5	1.1	< l.d.	14	1.2	8.1	17	25	147	6.3	32	2.3
Máx.	106	6.1	700	502	76	50	1094	571	5823	40	435	99
Desv. Esta.	36	1.6	195	134	21	13	307	157	1607	12	130	29

l.d. es el límite de detección.

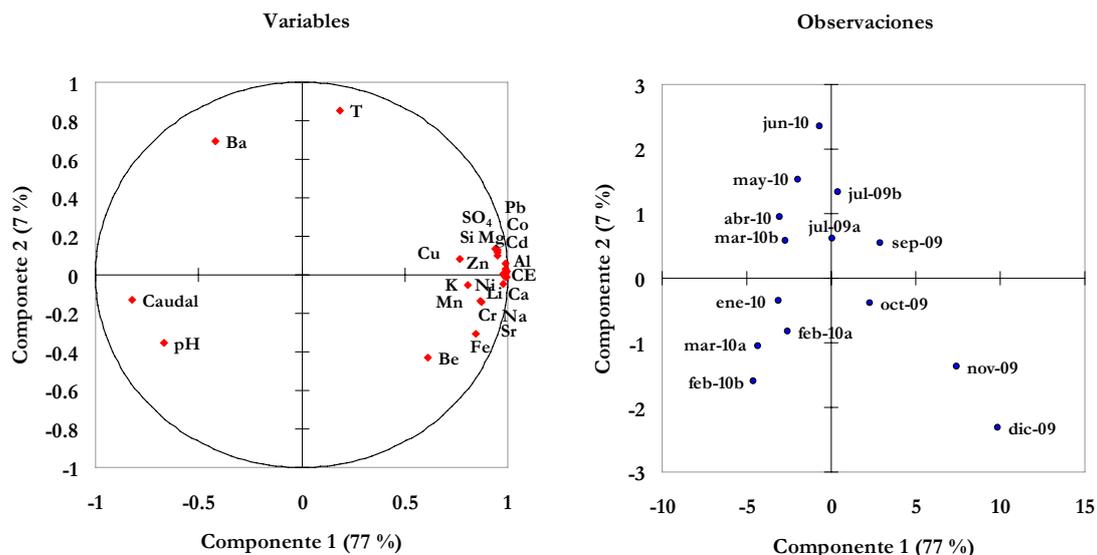


Figura VI.53. Análisis de componentes principales de las muestras de 2009/10, en el río Odiel en Sotiel.

A continuación se realizará el cálculo de la carga de elementos transportada para el año 2009/10 a partir de las relaciones entre la concentración de elementos y el caudal simulado; para los elementos con R^2 entre 0.60 y 0.70: Ca, Co, Mg, Mn, Na, Ni y sulfato (Fig. VI.54). El resto de elementos poseen relaciones con el caudal con R^2 inferiores a 0.60.

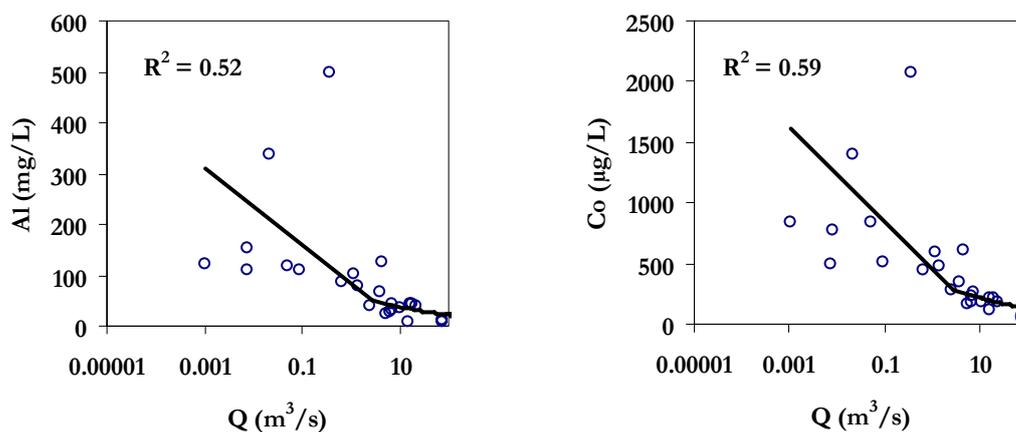


Figura VI.54. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal y la concentración de elementos para todas las muestras en conjunto en el río Odiel en Sotiel.

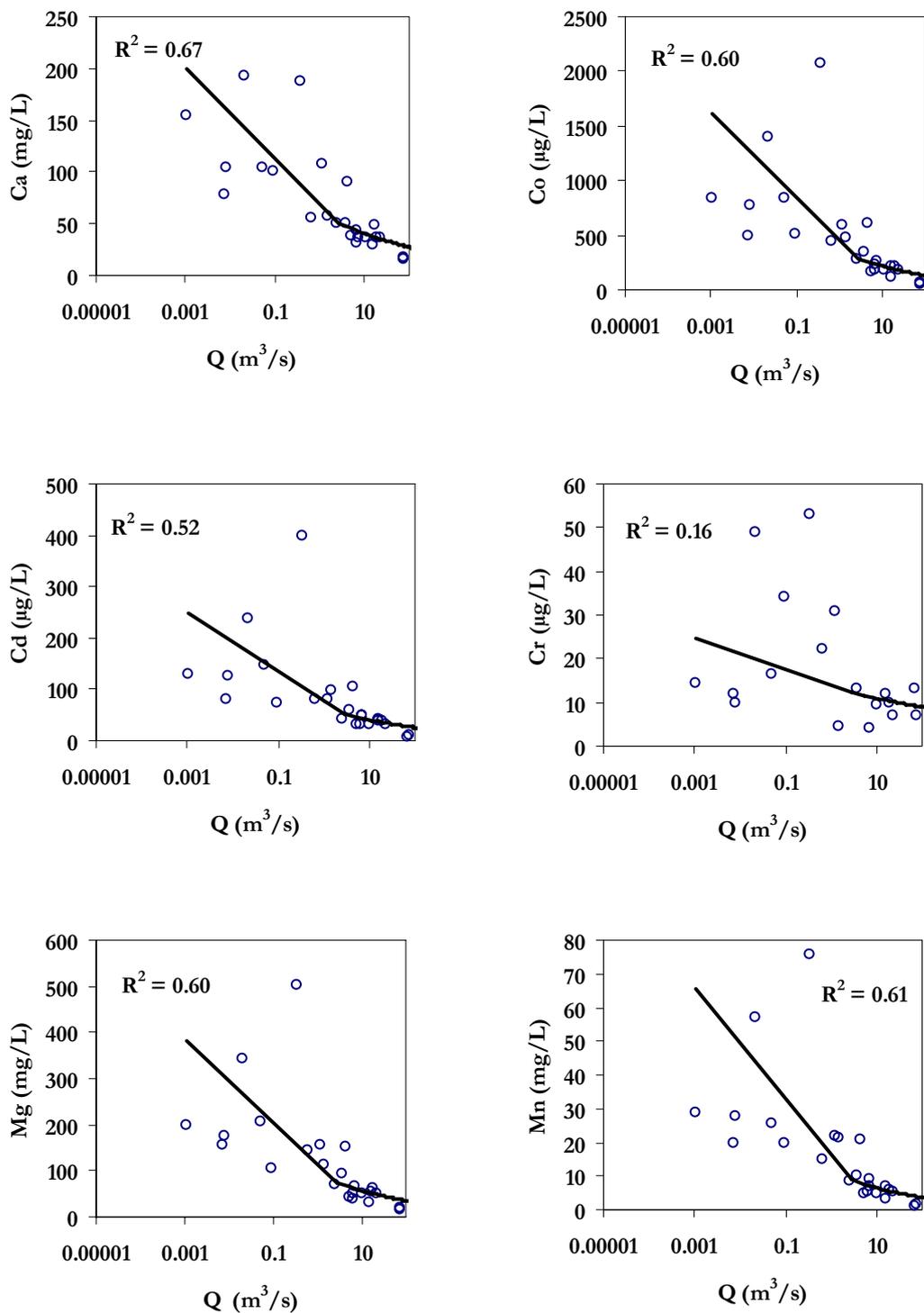


Figura VI.54. Continuación.

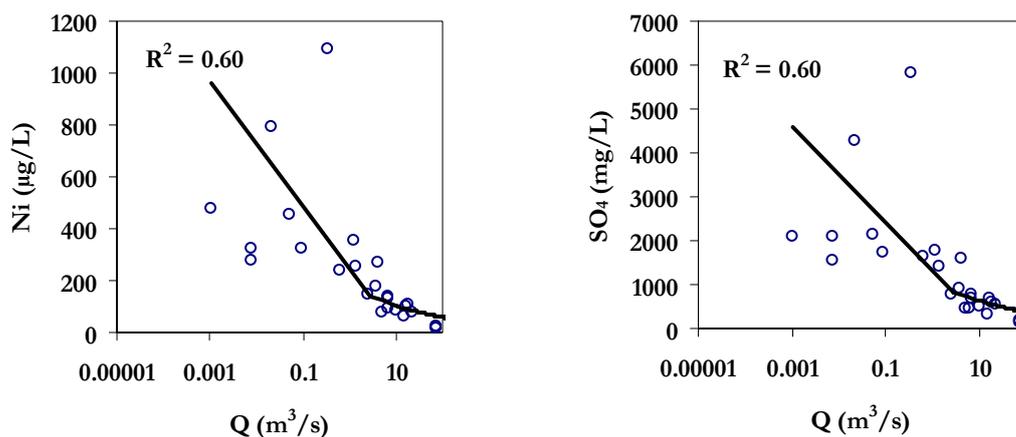


Figura VI.54. Continuación.

La Tabla VI.29 contiene la carga media aportada para por el río Odiel en Sotiel para todo el periodo para el que existen datos de caudal simulado (1982/10), y para año hidrológico 2009/10.

Figura VI.29. Carga media de elementos calculada para todo el periodo y para el año 2009/10, en el río Odiel en Sotiel.

Elementos	Carga media	2009/10
Ca ton	8241	19700
Mg ton	9262	20045
Mn ton	1423	2765
Na ton	3539	7479
SO ₄ ton	138397	202460
Co kg	4770	94761
Ni kg	22754	44519

6. APORTE DE ELEMENTOS DEL RÍO ORAQUE

El data-logger del río Oraque (Fig. VI.55) está situado después de recibir los vertidos ácidos de las minas de Tharsis, a través del arroyo Agua Agria. En la parte alta, el río Oraque recibe los lixiviados ácidos de varias minas, entre las que destacan las de San Telmo, Lomero-Poyatos, Confesionarios y Perrunal.



Figura VI.55. Lugar de instalación del data-logger en el río Oraque.

En este punto se dispone de información del data-logger hasta el 21 de enero de 2010, pues posteriormente fue arrastrado por una crecida. El sensor de conductividad no funcionó correctamente, ya que registró medidas de conductividad de 80 mS/cm durante largos periodos (Fig. VI.56). Por ello no se puede calcular la carga de elementos aportada a partir de las relaciones entre la conductividad eléctrica y la concentración.

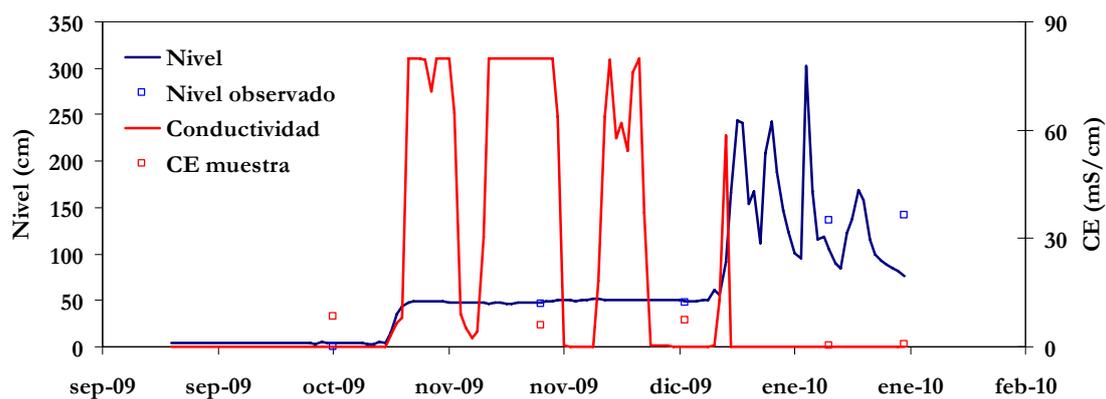


Figura VI.56. Evolución diaria del nivel del agua y de la conductividad eléctrica medida con el data-logger y determinada en los muestreos puntuales en el río Oraque.

La relación entre el caudal simulado y el nivel registrado en el data-logger presenta un aceptable ajuste, excepto durante las primeras lluvias del otoño, y al igual que en otros

puntos (Figs.VI.57 y VI.58). Estas diferencias pueden deberse al llenado de embalses y pequeñas presas con las primeras lluvias del otoño, y que no se contemplan en el modelo SWAT.

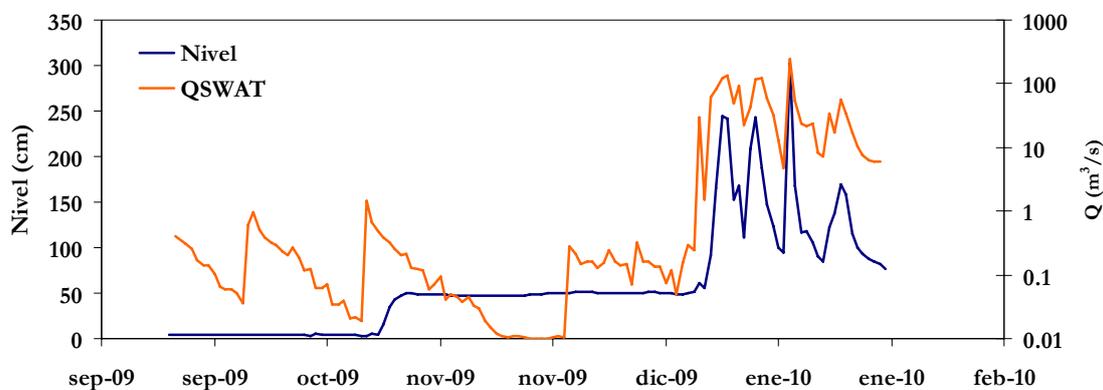


Figura VI.57. Evolución diaria del nivel y del caudal simulado.

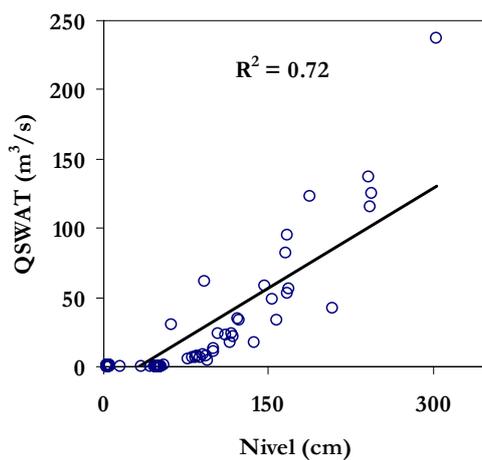


Figura VI.58. Relación entre el nivel registrado en el data-logger y el caudal obtenido por SWAT, en el río Oraque.

En cuanto a los datos de análisis, se dispone de 11 muestras de Sarmiento (2007), y 12 muestras recogidas durante el periodo 2009/10. La Tabla VI.30 contiene los datos analíticos de las muestras de 2009/10. En este punto el pH oscila entre 1.90 y 3.98, teniendo una media de 2.72. La conductividad oscila ampliamente entre 0.20 y 8.25 mS/cm. La concentración de As está en la mayoría de las muestras por debajo del límite de detección (Tabla VI.30).

Tabla VI.30. Resumen de datos analíticos de los muestreos realizados en el río Oraque durante los años 2009 y 2010.

	pH	Eh mV	CE mS/cm	Al mg/L	As µg/L	Ba µg/L	Be µg/L	Ca mg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu mg/L
16-sep-09	2.50	659	5.03	274	< l.d.	21	18	268	253	2637	49	18
14-oct-09	2.60	656	8.25	441	< l.d.	15	22	299	348	3246	62	21
19-nov-09	2.63	756	5.94	311	< l.d.	9.2	17	226	260	2363	68	18
14-dic-09	2.28	773	7.38	476	28	4.1	22	213	445	3719	112	38
08-ene-10	3.26	616	0.46	8.3	< l.d.	16	0.1	14	7.1	49	50	1.2
21-ene-10	2.86	665	0.62	15	< l.d.	9.4	0.6	18	12	86	9.2	1.7
17-feb-10	3.98	496	0.20	2.2	< l.d.	10	< l.d.	8.4	< l.d.	20	22	0.4
08-mar-10	3.74	530	0.29	4.9	< l.d.	7.3	0.4	11	< l.d.	35	8.0	0.8
24-mar-10	2.03	681	0.94	30	< l.d.	11	2.3	28	25	217	14	3.9
29-abr-10	2.40	619	1.27	19	< l.d.	11	1.4	21	19	163	11	3.3
25-may-10	2.40	758	2.04	59	< l.d.	15	4.5	45	56	451	27	8.1
29-jun-10	1.90	758	3.11	86	18	21	6.5	65	82	674	36	11
Media	2.72	664	2.96	144	23	12	8.6	101	151	1138	39	10
Mediana	2.55	662	1.65	45	23	11	4.5	37	69	334	32	6.0
Mín.	1.90	496	0.20	2.2	< l.d.	4.1	< l.d.	8.4	< l.d.	20	8.0	0.4
Máx.	3.98	773	8.25	476	28	21	22	299	445	3719	112	38
Desv. Esta.	0.64	90	2.94	180	7.1	5.2	9.1	114	161	1417	31	11

l.d. es el límite de detección.

	Fe mg/L	K mg/L	Li µg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	Na mg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	SO₄ mg/L	Si mg/L	Sr µg/L	Zn mg/L
16-sep-09	96	4.9	543	584	58	129	1470	130	5278	76	656	106
14-oct-09	101	4.6	710	643	72	170	1820	143	6460	85	740	147
19-nov-09	75	2.7	552	430	49	112	1329	112	4754	60	516	105
14-dic-09	224	1.4	739	644	69	93	2048	127	7032	48	410	172
08-ene-10	17	1.2	11	15	0.9	13	19	98	192	6.3	47	3.5
21-ene-10	15	1.1	18	26	1.9	10	33	< l.d.	301	6.7	51	5.5
17-feb-10	1	0.8	< l.d.	8.5	0.4	10	9.2	42	77	4.5	30	1.5
08-mar-10	7.9	0.9	11	12	0.7	11	14	< l.d.	118	5.7	32	2.2
24-mar-10	29	0.7	48	54	4.4	17	111	< l.d.	563	8.2	64	11
29-abr-10	27	0.6	31	35	3.0	16	77	21	398	7.8	59	10
25-may-10	53	1.3	99	103	10	22	234	51	1073	14	94	25
29-jun-10	73	1.6	155	177	16	32	369	45	2213	21	122	40
Media	65	1.8	265	228	24	53	628	85	2371	29	235	52
Mediana	53	1.3	99	79	7.0	20	173	98	818	11	79	18
Mín.	< l.d.	0.6	< l.d.	8.5	0.4	10	9.2	< l.d.	77	4.5	30	1.5
Máx.	224	4.9	739	644	72	170	2048	143	7032	85	740	172
Desv. Esta.	62	1.5	302	266	29	57	793	46	2711	30	268	63

l.d. es el límite de detección.

El análisis de componentes principales (ACP) es similar al obtenido en los puntos anteriores (río Odiel en el puente de los Cinco Ojos y en Sotiel). En el gráfico de observaciones, puede verse un grupo de muestras, de septiembre a diciembre de 2009, muy enriquecidas en los elementos analizados; ya que se encuentran en la parte positiva del eje de la componente 1 (75% de la varianza), que está relacionado con la salinidad de la muestra (Fig. VI.59); estas muestras registran el lavado de sales solubles. La segunda

componente (9% de la varianza) está relacionada fundamentalmente con la temperatura y un enriquecimiento en Ba.

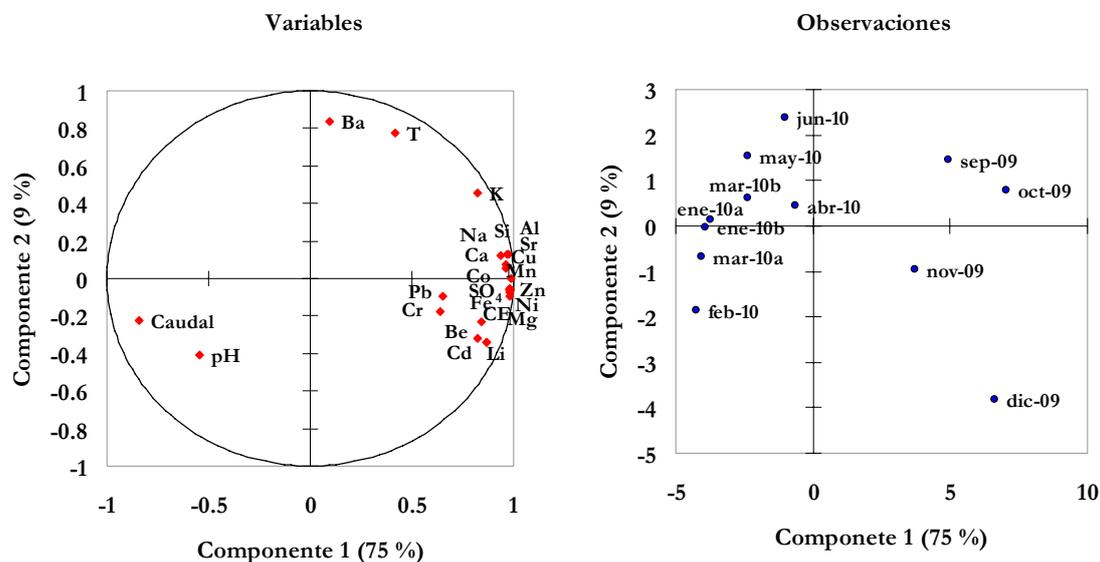


Figura VI.59. Análisis de componentes principales de las muestras de 2009/10 en el río Oroque.

Éste es el único punto en el que las relaciones obtenidas entre la concentración de elementos y el caudal son claramente diferentes, tanto para las muestras obtenidas por Sarmiento (2007), como para los muestreos realizados en el año hidrológico 2009/10 (Fig. VI.60).

Estas diferencias también quedan reflejadas en los menores valores de pH y en los mayores valores de conductividad eléctrica de las muestras de 2009/10 frente a los de Sarmiento (2007).

Sarmiento (2007) obtuvo un pH medio de 3.45 frente a uno medio de 2.72 registrado en las muestras de 2009/10, y una conductividad eléctrica media de 1.42 mS/cm frente a una media de 2.96 mS/cm en 2009/10.

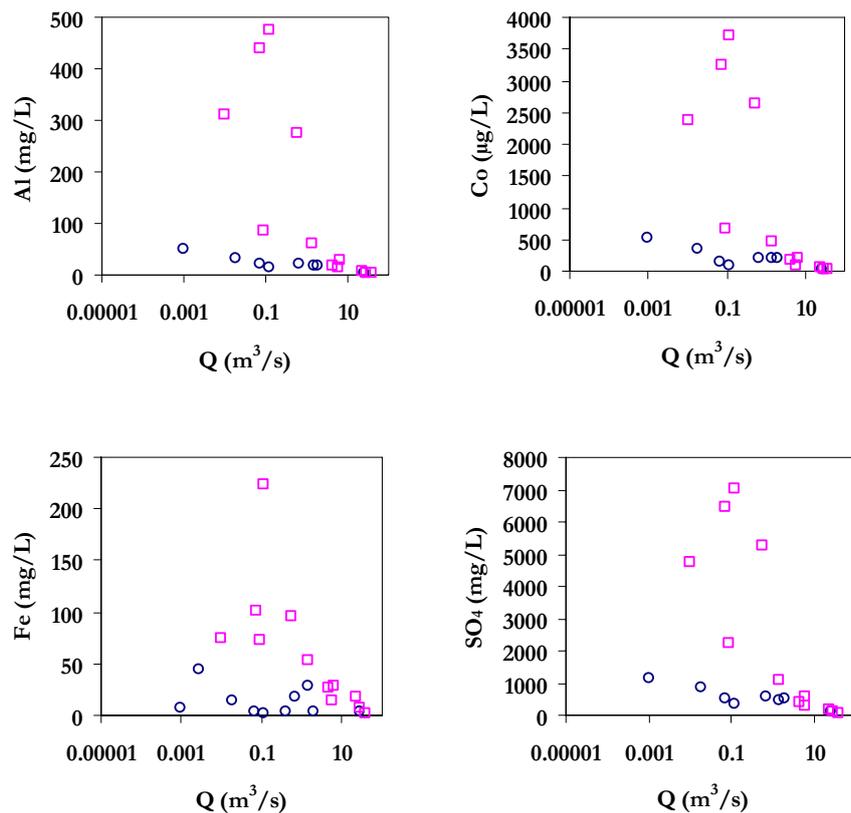


Figura VI.60. Representación gráfica de la concentración de elementos frente al caudal. Los cuadrados representan las muestras de 2009 y 2010, y los círculos las muestras de Sarmiento (2007).

Por ello se va a proceder a calcular la carga de elementos aportada durante el año 2009/10, con las relaciones a partir del caudal simulado con SWAT y la concentración de elementos de las muestras de 2009/10 y, por otro lado, con los datos analíticos de Sarmiento (2007).

En cuanto a las correlaciones con las muestras de los años 2009/10, los elementos Al, Be, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Si, Sr, Zn y sulfato, tienen una relación con coeficientes de determinación (R^2) entre 0.70 y 0.85 (Fig. VI.61). El resto de elementos Ba, Cr, K, Pb, y Sn, no tienen buena relación con el caudal (con R^2 menores de 0.48).

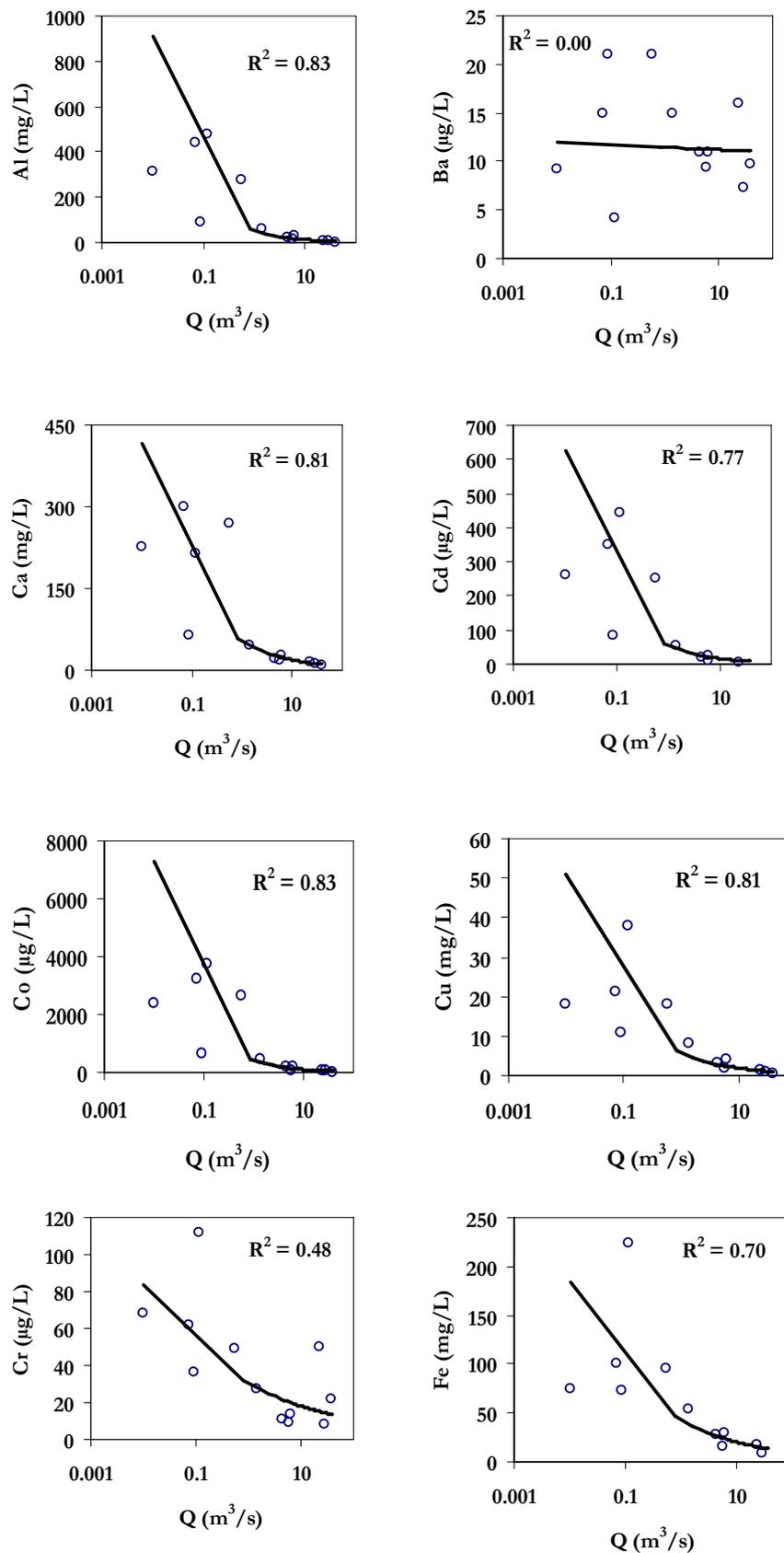


Figura VI.61. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal simulado con SWAT y la concentración de elementos para las muestras de 2009/10, en el río Oraque.

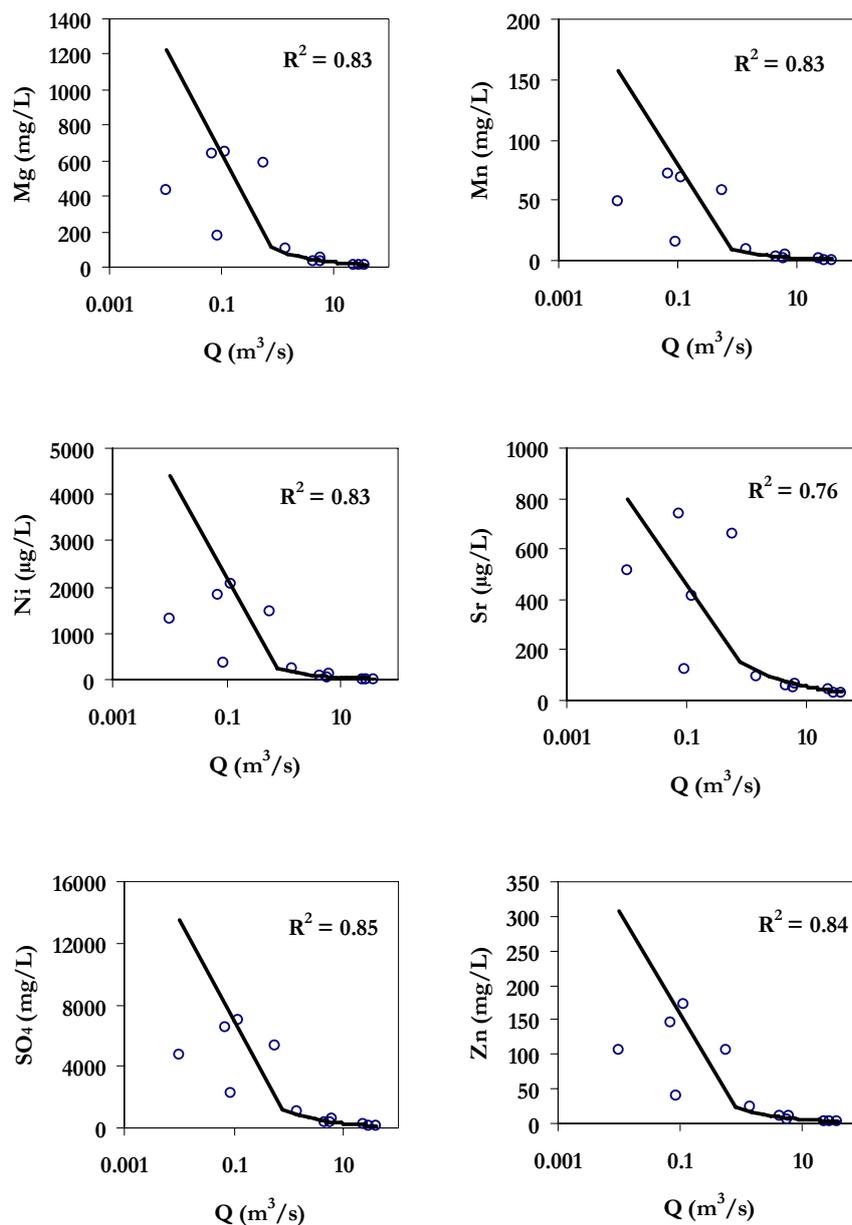


Figura VI.61. Continuación.

Las relaciones del caudal simulado con la concentración de los elementos analizados en las muestras de Sarmiento (2007) se pueden ver en la Figura VI.62; donde el Ca, Li, Mg, Mn y Na presentan las mejores correlaciones ($R^2 > 0.80$). Cobalto, Si, Sr, Zn y sulfato tienen valores de R^2 entre 0.60 y 0.80, mientras que Cd, Cr, Cu, Fe, K, Ni y Pb no presentan una correlación aceptable (R^2 menor de 0.60) y, por lo tanto, no se puede calcular la carga aportada (Ba, Be y Sn están habitualmente por debajo del límite de detección).

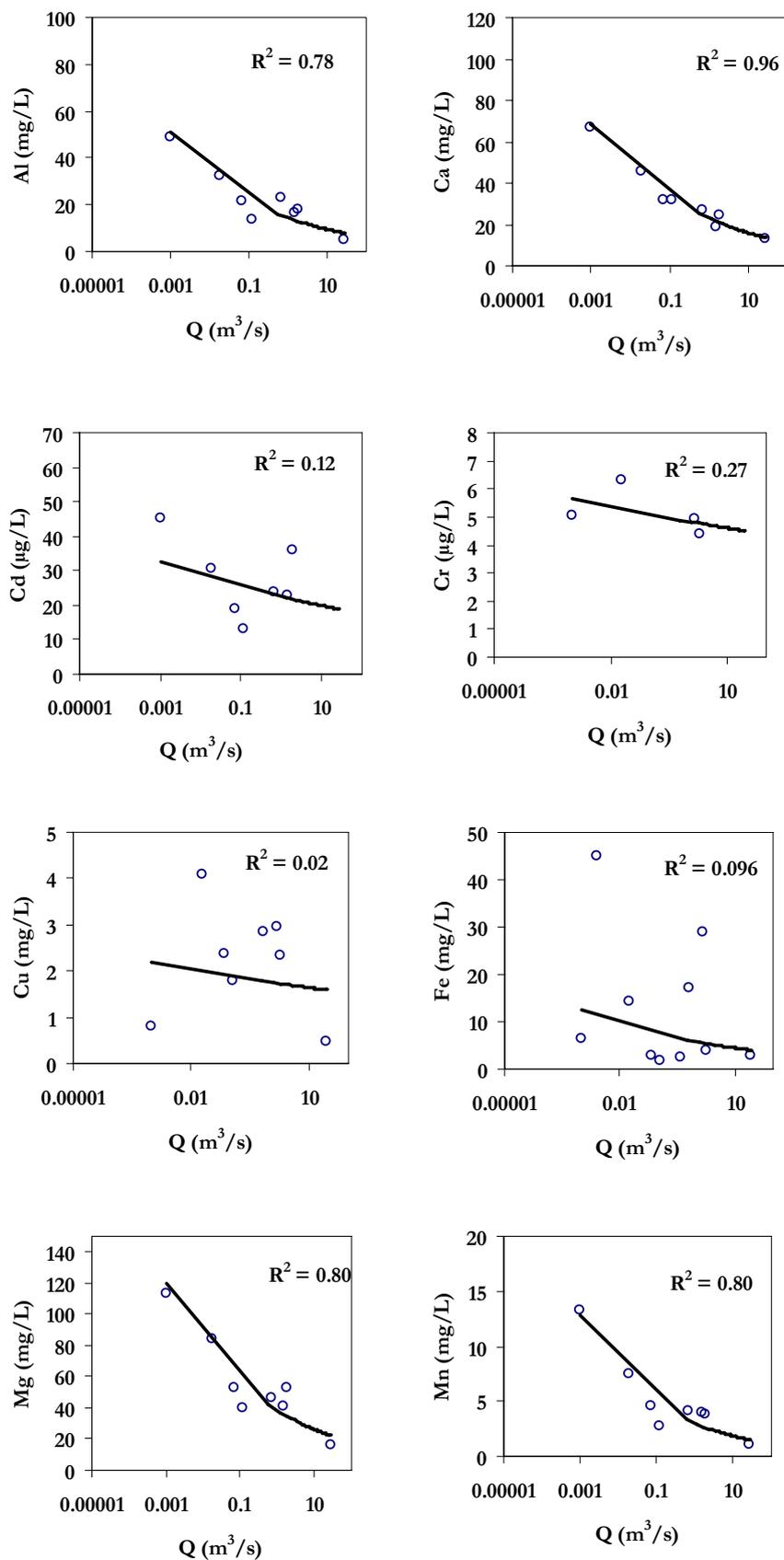


Figura VI.62. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal simulado con SWAT y la concentración de elementos para las muestras de Sarmiento (2007), en el río Oraque.

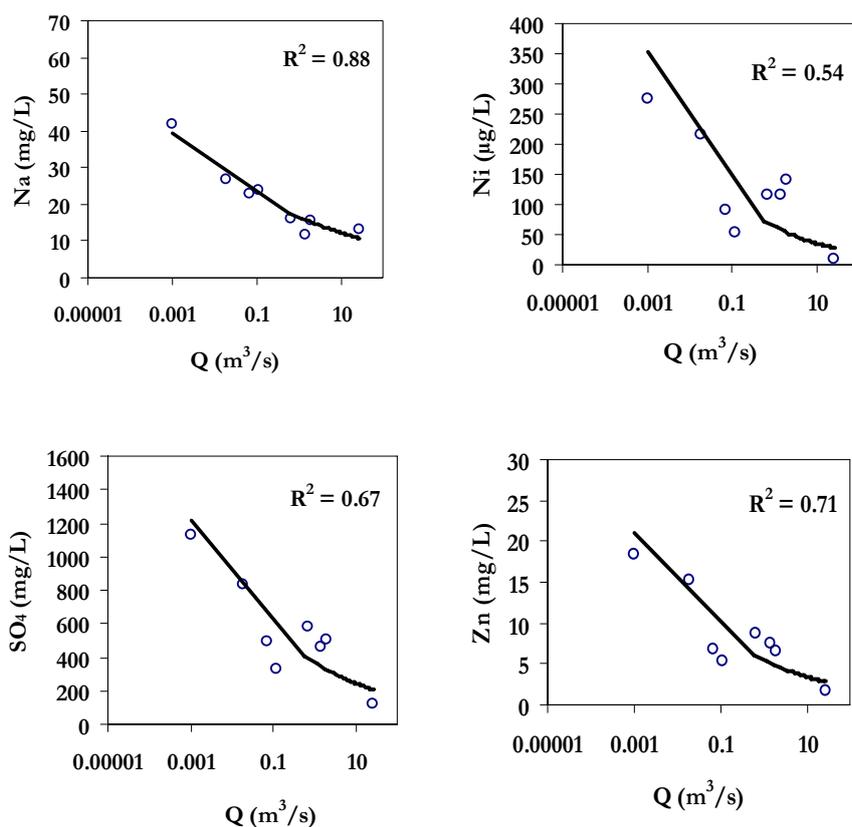


Figura VI.62. Continuación.

En la Tabla VI.31 se muestra la carga media de elementos calculada para el periodo 2009/10 a partir de los dos conjuntos de datos. A pesar de las diferencias entre la concentración de elementos en los distintos periodos muestrales, para la mayoría de los elementos se obtienen resultados muy similares. En cuanto a los elementos tóxicos, con los datos de 2009/10 se obtienen valores superiores para el Al y Co y, especialmente para el Zn (un 43% de diferencia); mientras que para Mn y sulfato son ligeramente inferiores.

Para elementos importantes como Cu, Fe, Be, Cd, y Ni no se ha podido calcular la carga con los datos de Sarmiento (2007). Esto parece indicar que las diferencias aparentes entre el conjunto de datos pueden deberse a un mayor número de muestras tomadas durante los años 2009 y 2010, correspondientes a la época de lavado de sales; aunque con caudales elevados los valores de concentración obtenidos son similares, por eso finalmente no hay tantas diferencias al comparar los resultados.

Tabla VI.31. Carga de elementos calculada a partir de la relación con el caudal simulado con SWAT para el periodo 2009/10, en el río Oraque.

Elemento	2009/10	Sarmiento (2007)	Elemento	2009/10	Sarmiento (2007)
Al ton	2746	2464	SO ₄ ton	59646	64203
Ca ton	4514	4186	Be kg	173	-
Cu ton	376	-	Cd kg	3377	-
Fe ton	2631	-	Co kg	17455	17344
Mg ton	5771	6715	Li kg	4658	3500
Mn ton	416	459	Ni kg	9547	-
Na ton	3289	3348	Sr kg	11899	11490
Zn ton	1223	853			

A continuación, en la Tabla VI.32 se muestra la carga media de elementos calculada para todo el periodo de caudales simulados por SWAT (1982/10).

Tabla VI.32. Carga media de elementos calculada a partir de la relación con el caudal simulado con SWAT, en el río Oraque.

Elemento	2009/10	Sarmiento (2007)	Elemento	2009/10	Sarmiento (2007)
Al ton	1615	1174	SO ₄ ton	34784	30400
Ca ton	2225	1973	Be kg	103	-
Cu ton	212	-	Cd kg	1906	-
Fe ton	1485	-	Co kg	12080	3179
Mg ton	3064	3179	Li kg	3064	1731
Mn ton	248	222	Ni kg	5718	-
Na ton	1682	1557	Sr kg	6169	6319
Zn ton	713	410			

7. APOORTE DE ELEMENTOS DEL RÍO ODIEL EN GIBRALEÓN

El punto de muestreo del río Odiel en Gibraleón está próximo a su desembocadura en la ría de Huelva (Fig. VI.1); por lo tanto, la carga de elementos disueltos debe ser la suma del aporte total de los ríos y arroyos contaminados por drenaje ácido de minas, menos lo que queda retenido en los embalses y formando parte del precipitado de los cauces.

7.1. A PARTIR DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

En el punto donde está instalado el data-logger (Fig. VI.63) se dispone de datos de nivel del limnógrafo de la estación de aforo de la Agencia Andaluza del Agua en Gibraleón. Si se comparan los niveles registrados con el data-logger con los del limnograma se observa un

ajuste casi perfecto (Fig. VI.64), que constata el buen funcionamiento del sensor de nivel del data-logger.



Figura VI.63. Fotografía de la descarga de datos del data-logger de Gibraleón el 1 de febrero de 2010.

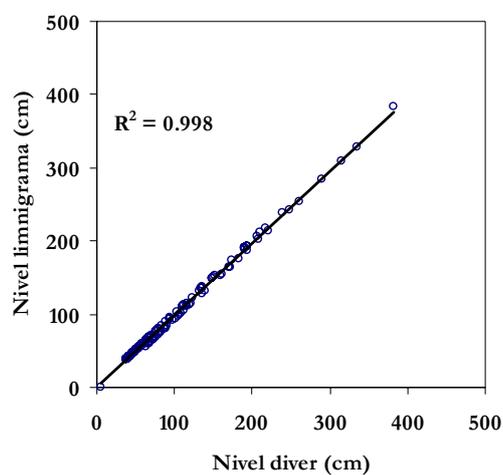


Figura VI.64. Relación entre los datos diarios de nivel del limnigrama y del data-logger en Gibraleón.

Sin embargo, si se representan los datos de la conductividad medida en campo y la medida con el data-logger, se observa que hay un periodo en el que los datos coinciden (entre el 1

de febrero y el 24 de marzo); por el contrario, en el resto del periodo controlado las diferencias son grandes, especialmente a partir de abril de 2010 (Fig.VI.65).

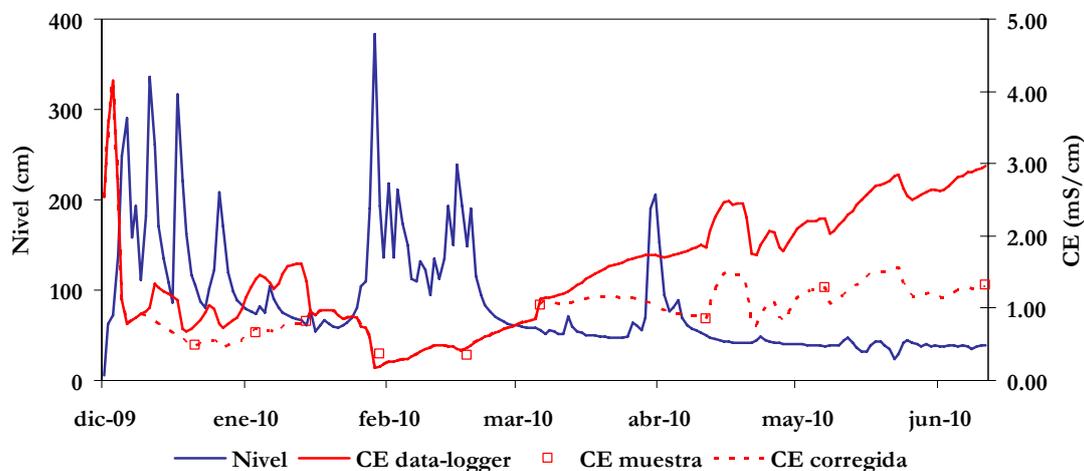


Figura VI.65. Evolución diaria del nivel del agua y la conductividad eléctrica medidos con el data-logger, corregida y la determinada en los muestreos puntuales.

Al revisar los datos registrados con el data-logger se comprueba que existen periodos en los que la conductividad eléctrica no responde frente a los cambios de caudal (Fig. VI.66).

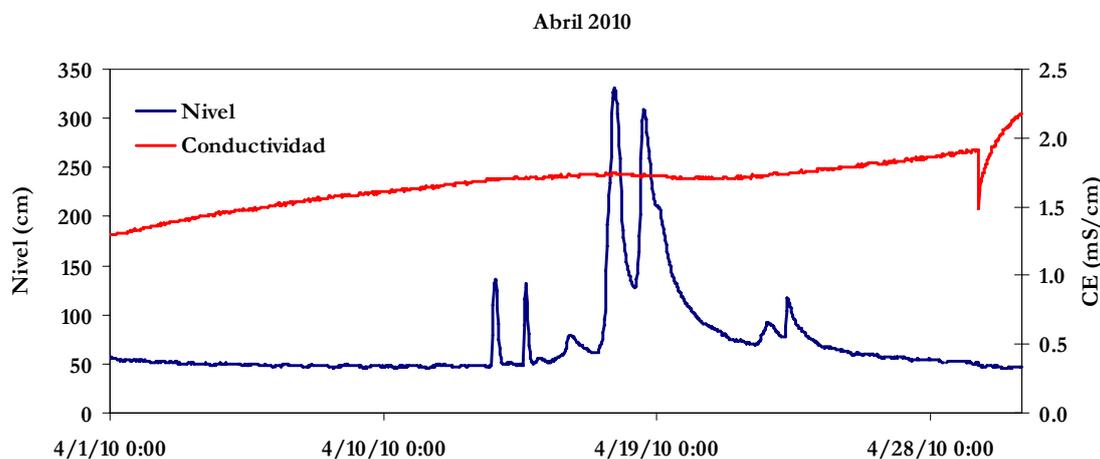


Figura VI.66. Evolución de la conductividad eléctrica (CE) y el nivel del agua durante abril de 2010 en el data-logger de Gibraleón. El brusco descenso de finales de abril se produce por la lectura y limpieza del data-logger.

Probablemente esto se deba a la entrada de sedimentos en el tubo del data-logger durante las avenidas, que dificulta el paso del agua entre el interior del tubo y el río. Eliminando los periodos en los que el sensor de conductividad del data-logger no varía con el caudal, sólo

se puede calcular la carga aportada con la conductividad eléctrica desde el 8 de enero hasta mediados de febrero, y en los meses de mayo y junio.

Por otro lado, al retirar el electrodo para la descarga de datos, se observaron precipitados sobre el sensor. Por eso, al igual que en el caso del río Meca, es necesario corregir las desviaciones de la conductividad registrada con el data-logger, tomando como referencia la obtenida experimentalmente. Esto ocurre del 24 de diciembre del 2009 al 21 de enero de 2010, y a partir del 24 de marzo de 2010 (Fig. VI.65).

Entre julio de 2009 y junio de 2010 se tomaron un total de 16 muestras (Tabla VI.33). El pH se mantuvo bajo, incluso durante las crecidas, variando entre 2.61 y 3.78, mientras que la conductividad se situó entre 0.35 y 2.93 mS/cm. La concentración de Fe es relativamente baja en este punto (entre 1.5 y 36 mg/L) por la precipitación de oxihidróxidos de Fe. La concentración de sulfatos y del resto de elementos fue mucho más elevada para caudales bajos en las muestras de 2009 y junio de 2010.

Tabla VI.33. Datos analíticos de los muestreos realizados en el río Odiel en Gibraleón durante los años 2009 y 2010.

	Eh	CE	Al	As	Ba	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	
	pH	mV	mS/cm	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	
1-Jul-09	3.17	690	2.1	44	< l.d.	19	2.5	77	53	331	< l.d.	5.1
23-Jul-09	3.05	730	1.9	63	< l.d.	26	3.9	113	72	437	9.5	5.6
20-Aug-09	3.00	719	1.7	55	< l.d.	28	3.5	127	62	417	7.9	4.4
29-Sep-09	2.78	728	2.9	58	14	25	3.5	151	65	471	8	3.9
13-Oct-09	2.82	688	2.5	69	2.4	24	3.1	143	63	485	14	3.3
19-Nov-09	2.85	680	2.3	62	< l.d.	20	2.8	147	58	465	9	2.6
14-Dec-09	2.73	670	2.2	61	< l.d.	17	2.6	140	56	458	8.2	2.4
8-Jan-10	3.64	689	0.5	16	< l.d.	17	0.3	19	13	76	10	1.9
21-Jan-10	3.04	574	0.7	30	< l.d.	17	0.9	29	24	134	8.2	3.2
1-Feb-10	3.40	657	0.8	31	< l.d.	16	1.2	38	27	153	15	3.3
17-Feb-10	3.67	601	0.4	4.9	< l.d.	28	< l.d.	17	4.4	60	< l.d.	0.7
8-Mar-10	3.78	583	0.3	5.7	< l.d.	19	0.3	13	5	53	6.5	0.9
24-Mar-10	2.81	558	1.0	38	< l.d.	19	2	36	33	192	7.9	4.7
29-Apr-10	3.03	669	0.8	28	< l.d.	18	1.3	30	25	141	16	3.7
25-May-10	2.95	593	1.3	53	< l.d.	22	2.8	46	45	277	14	6.2
29-Jun-10	2.61	628	1.3	40		24	2.4	44	43	256	16	5.4
Media	3.08	678	1.4	41.2		21	2.2	73	40	275	11	3.6
Mediana	3.02	670	1.3	42		19	2.5	45	44	266	9.3	3.5
Mín.	2.61	558	0.3	4.9		16	< l.d.	13	4.4	53	< l.d.	0.7
Máx.	3.78	730	2.9	69		28	3.9	151	72	485	16	6.2
Dev. Esta.	0.36	57	0.8	20		4.1	1.2	54	22	163	3.4	1.6

l.d. es el límite de detección.

Tabla VI.33. Continuación.

	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	SO ₄	Si	Sr	Zn
	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L
1-Jul-09	3.3	< l.d.	111	101	12	23	176	< l.d.	1105	20	132	16
23-Jul-09	5.0	5.6	145	123	15	38	232	146	1211	30	217	20
20-Aug-09	9.1	7.2	140	131	16	48	231	149	1276	30	278	19
29-Sep-09	13	6.9	152	157	19	57	247	158	1697	35	327	21
13-Oct-09	17	6.9	134	158	19	66	243	179	1562	35	345	20
19-Nov-09	29	6.9	122	157	19	62	229	143	1418	33	315	19
14-Dec-09	36	6.4	113	154	19	64	247	133	1397	31	314	18
8-Jan-10	7.2	1.8	20	22	1.9	12	32	24	248	6.8	52	4.2
21-Jan-10	3.7	1.1	41	39	3.9	14	64	25	427	8.1	59	6.9
1-Feb-10	5.7	1.7	52	44	4.5	17	73	38	492	8.1	69	7.3
17-Feb-10	1.5	2.6	< l.d.	15	1.5	17	22	26	136	4.7	57	2.1
8-Mar-10	1.6	5.3	10	14	1.2	13	19	19	124	4.7	41	2.1
24-Mar-10	11	1.5	60	56	5.5	14	96	24	525	9.1	67	9.5
29-Apr-10	1.5	0.9	43	41	3.9	13	71	50	421	9.5	58	7.2
25-May-10	3.7	1.5	87	78	8	16	140	59	722	11	83	13
29-Jun-10	1.9	1.9	89	85	7.7	18	136	78	937	16	84	13
Media	9.4	3.9	88	86	9.8	31	141	83	856	18	156	12
Mediana	5.4	2.6	89	81	7.8	17.5	138	59	830	13	83	13
Mín.	1.5	< l.d.	< l.d.	14	1.2	12	19	< l.d.	124	4.7	41	2.1
Máx.	36	7.2	152	158	19	66	247	179	1697	35	345	21
Dev. Esta.	10	2.6	47	55	7	21.2	88.2	60	532	12	119	6.8

l.d. es el límite de detección.

Se realizó el análisis de componentes principales (ACP) para extraer información sobre el comportamiento de las distintas variables en el periodo controlado (Fig. VI.67). Se comprueba que Be, Pb, Cd, Li, Zn, Mn, Si, Co, Sr, K, Na, Ca, Al, Ni, Mg, sulfato y, en menor medida Fe, están relacionados con la conductividad eléctrica y se sitúan en el extremo derecho de la componente 1 (que supone el 74% de la varianza muestral). El pH se sitúa en el extremo opuesto de la componente 1, esto se explica porque durante las crecidas se produce un proceso de dilución, descendiendo la conductividad eléctrica y la concentración de elementos, y aumentando el pH (Fig. VI.67).

La segunda componente (Fig. VI.67), que explica un porcentaje mucho menor de la varianza (9%), se relaciona con el Cu, Ba y la temperatura en la parte positiva (también en menor medida el Cr); y el Fe en la parte negativa de la componente 2, lo que indicaría una precipitación de este elemento en época de estiaje (y en menor medida K, Mg, Ca, Sr, Al, etc).

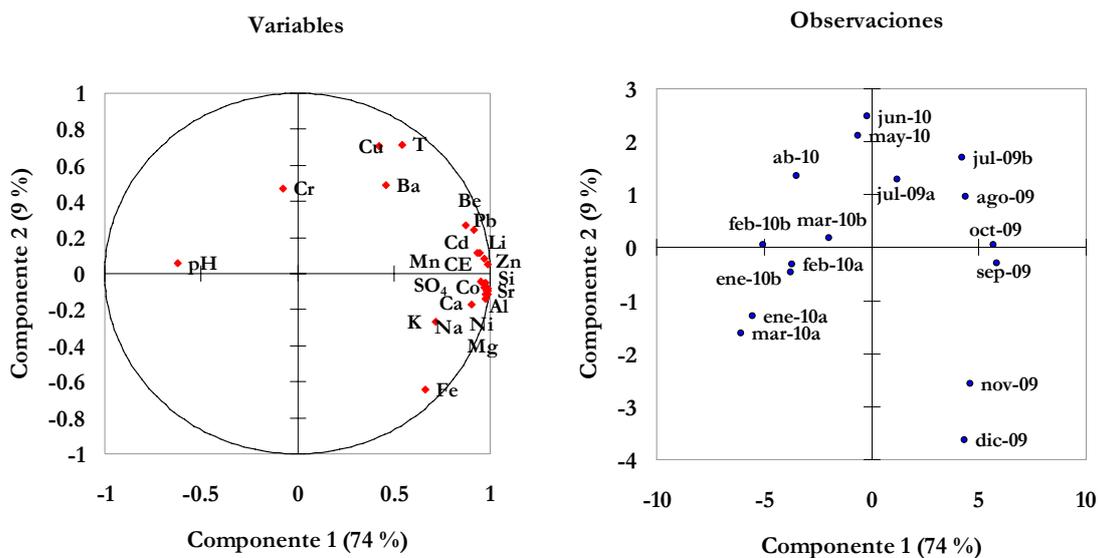


Figura VI.67. Análisis de componentes principales de las muestras del río Odiel en Gibraltón.

En el ACP de las observaciones (Fig. VI.67) puede verse como las muestras con más salinidad se sitúan en la parte positiva de la componente 1 (corresponden al estiaje), mientras que las de las crecidas, más diluidas, se localizan en su parte negativa. Respecto a la segunda componente, las muestras que están en la parte positiva son las de finales de primavera y verano, lo que indica que en esta época, además del aumento de la temperatura, se produce un incremento del contenido en Cu, Cr y Ba y, al mismo tiempo, disminuye relativamente la concentración en Fe; ya que en verano el Fe forma sales evaporíticas en el cauce.

En la parte negativa se encuentran las muestras de noviembre y diciembre, cuando se produce un ligero descenso de la salinidad debido al efecto de las lluvias otoñales (de muy poca importancia durante este año), y al mismo tiempo, un aumento del contenido en Fe (y en menor medida, K, Na, etc.), por la redisolución de las sales depositadas en el cauce.

Así, se deduce que los elementos con un peso significativo en la segunda componente tendrán peor correlación con la conductividad eléctrica al estar afectados por otro factor además del efecto de la salinidad. Representando las concentraciones frente a la conductividad eléctrica se comprueba que sólo algunos elementos como sulfato, Zn y Mn, con un bajo peso en la componente 2, tienen correlaciones aceptables para el conjunto de datos. Sin embargo, separando las muestras de 2009 y 2010 los valores del coeficiente de

determinación mejoran notablemente, especialmente para las muestras del 2010, indicando condiciones hidroquímicas similares durante este periodo (Fig. VI.68).

De esta forma, se tienen valores del coeficiente de determinación (R^2) superiores a 0.90 para Al, Be, Ca, Cd, Cu, Li, Mg, Mn, Ni, Zn y sulfato; y un R^2 entre 0.60 y 0.90 para Pb y Sr. Debido a que las muestras de 2009 se tomaron durante el verano y el otoño, cuando los caudales observados son prácticamente nulos (Fig. VI.69), para el cálculo del aporte de elementos usarán las relaciones de la conductividad eléctrica con las muestras del año 2010.

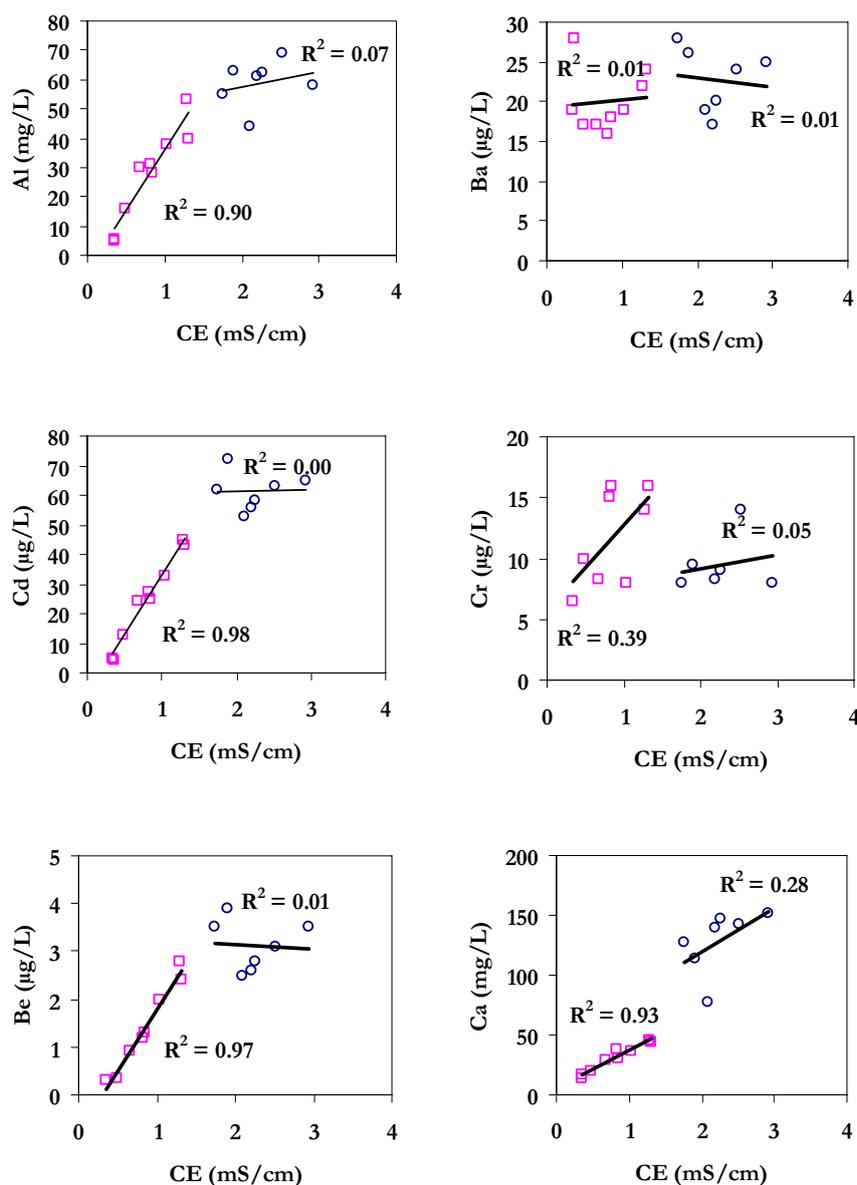


Figura VI.68. Algunos ejemplos de relaciones con la conductividad eléctrica en el río Odiel en Gibraleón. Los círculos representan las muestras de 2009 y los cuadrados las de 2010.

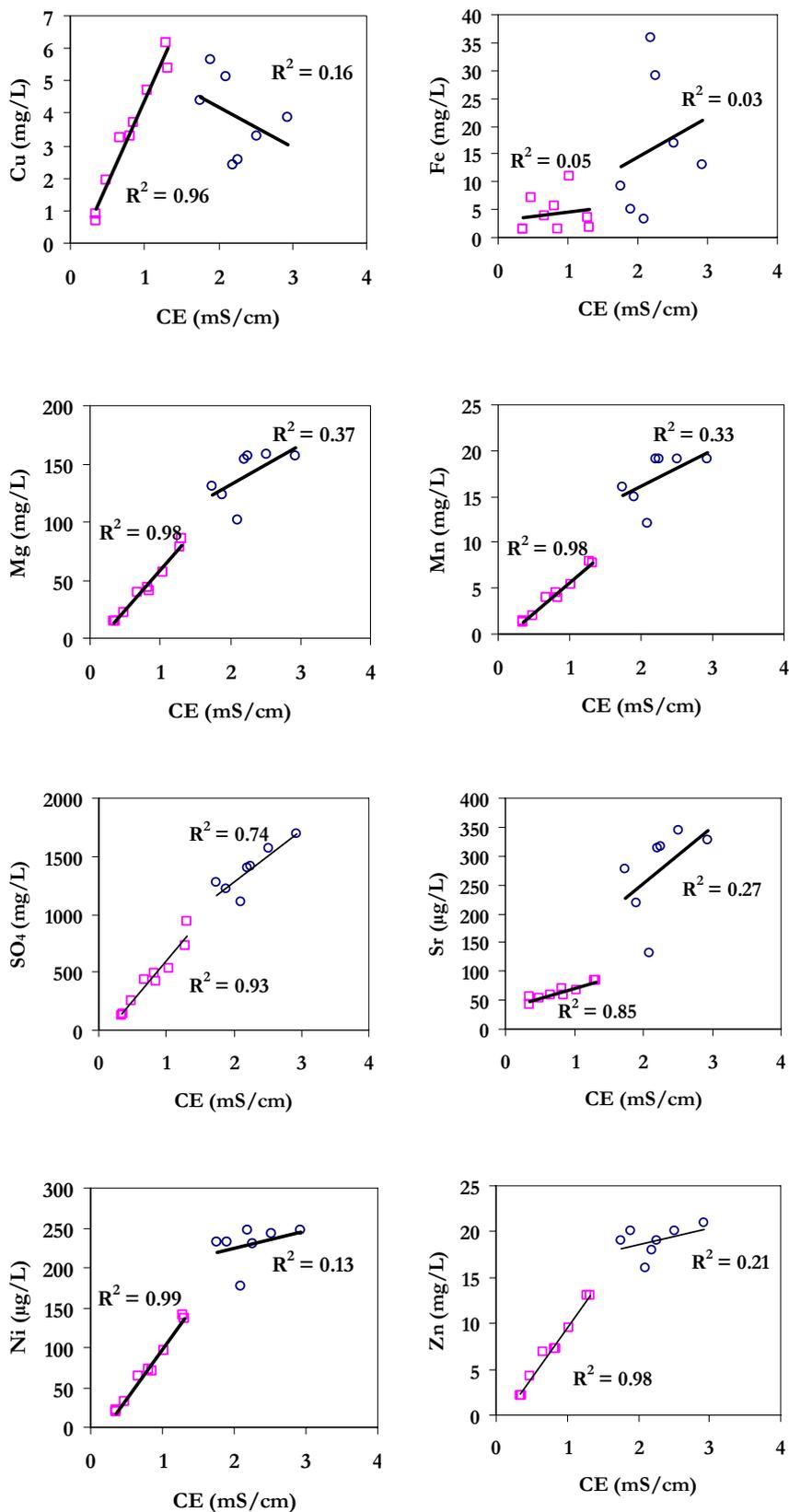


Figura VI.68. Continuación.

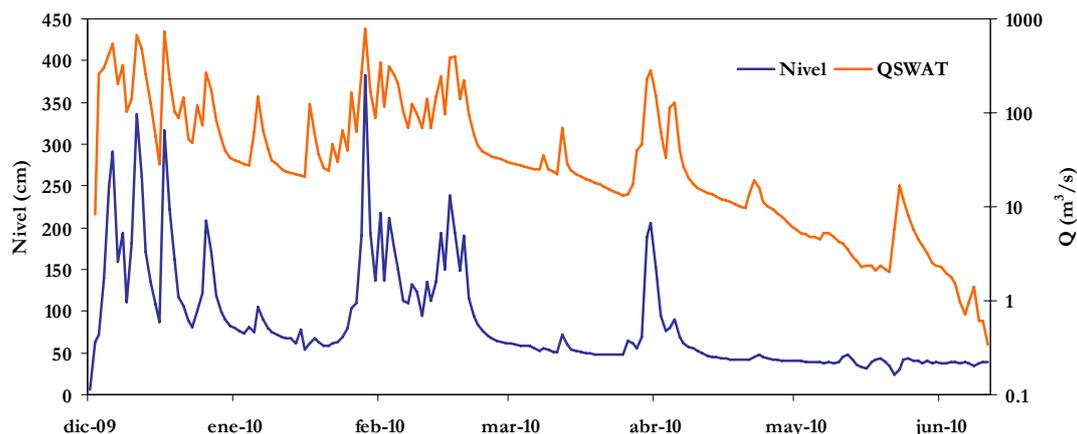


Figura VI.69. Evolución diaria del nivel del limnigrama y del caudal simulado por SWAT, en el río Odiel en Gibraleón.

Para calcular la carga de elementos aportada a partir de la relación con la conductividad eléctrica se usaron los caudales reales obtenidos de los limnigramas aportados por la Agencia Andaluza del agua, y aplicando la correspondiente curva de gastos. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla VI.34.

Tabla VI.34. Carga de elementos en Gibraleón obtenida a partir de la conductividad eléctrica.

	8 a 31 de Ene-10	1 a 16 de Feb-10	May-10	Jun-10
Q (m ³ /s)	69	161	2.3	1.0
Al ton	2320	1962	262	130
Ca ton	3064	3604	256	123
Mg ton	3605	2843	425	212
Mn ton	351	278	41	21
Si ton	891	1068	73	35
Zn ton	612	511	70	35
SO ₄ ton	37095	29696	4330	2160
Be kg	84	75	14	7.0
Cd kg	1956	1493	240	120
Cu kg	279	230	32	16
Li kg	3513	2782	462	233
Ni kg	5707	4424	721	362
Pb kg	3673	4001	335	163
Sr kg	7476	10556	470	216

7.2. A PARTIR DEL CAUDAL

Para contrastar la metodología utilizada, y calcular la carga elementos transportada, se usará el caudal obtenido de aplicar la curva de gastos a los niveles de los limnigramas durante el

año 2009/10 y los muestreos realizados durante ese periodo, y también el obtenido por SWAT con las muestras disponibles (las de 2009/10 y las de Sarmiento, 2007). El primer método sería más exacto pues los datos de caudal son los reales; además para el segundo, en el cálculo, se consideran muestras de otros periodos hidrológicos. Finalmente se compararan ambas cargas con la obtenida a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica (que es la metodología más fiable).

Las relaciones entre el caudal a partir del limnigrama y la concentración de elementos son buenas, en general los coeficientes de determinación (R^2) son mayores de 0.90 para Mg, Mn, Ni, Zn, Si y sulfato; y entre 0.80 y 0.90 para el Al, Be, Ca, Cd, Co, Cu y Li. Plomo y Sr tienen valores algo menores (R^2 de 0.74 y 0.73, respectivamente) pero también es posible calcular su carga (Fig. VI.70).

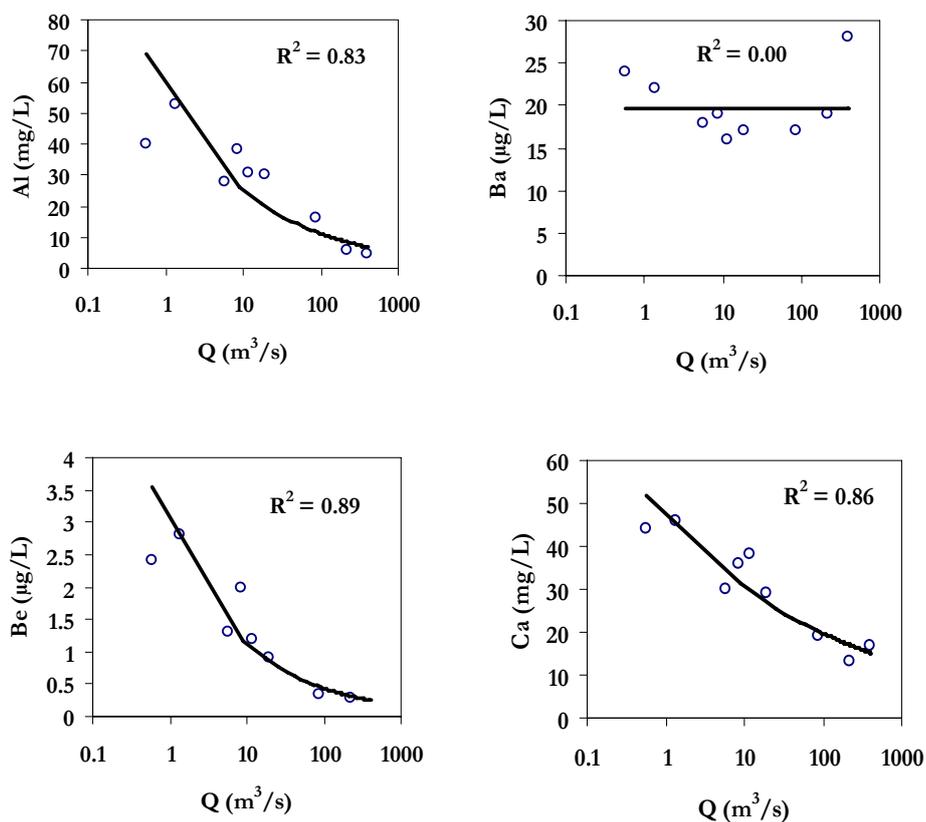


Figura VI.70. Algunos ejemplos de relaciones del caudal obtenido del limnigrama y la concentración de elementos, en el río Odiel en Gibraltón.

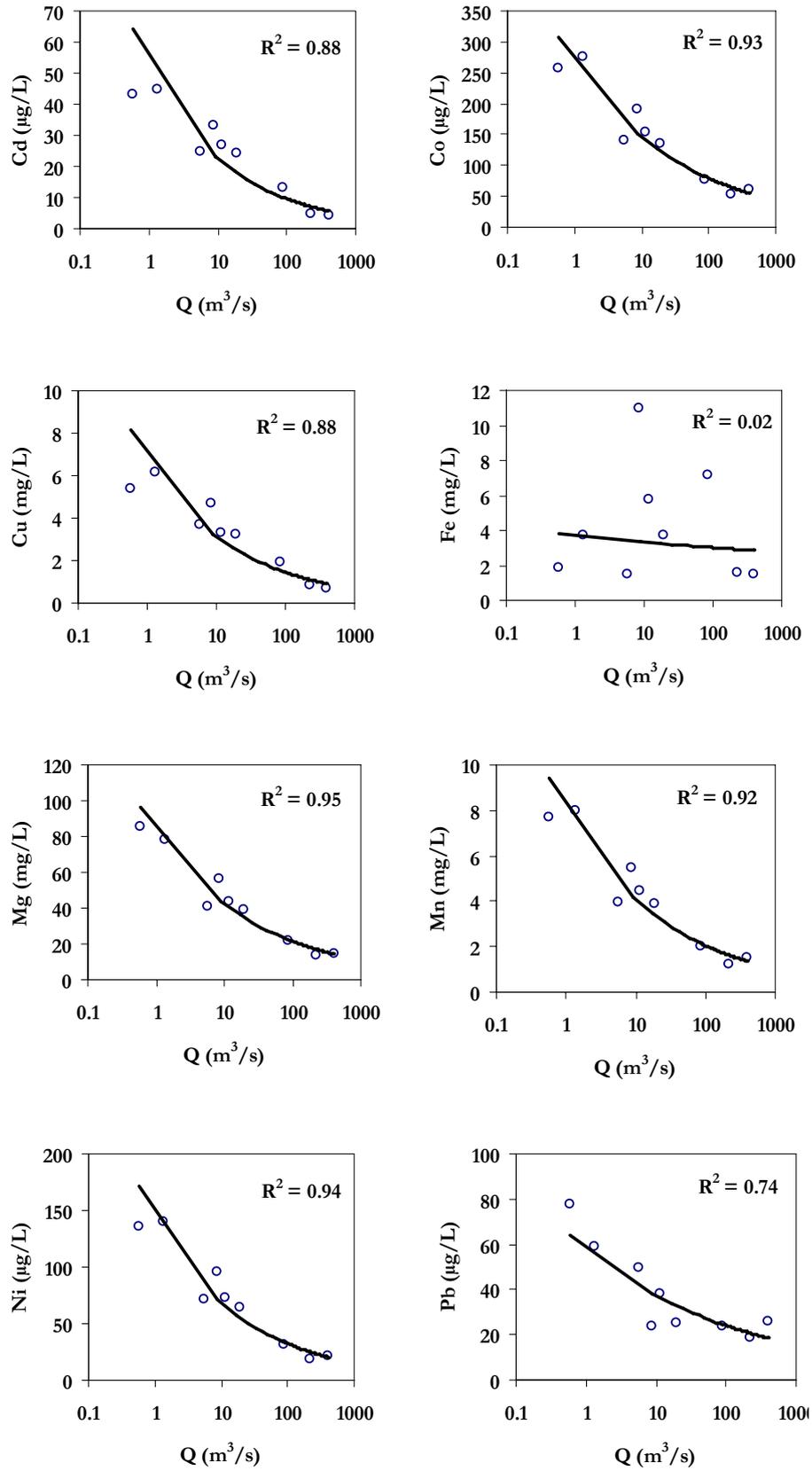


Figura VI.70. Continuación.

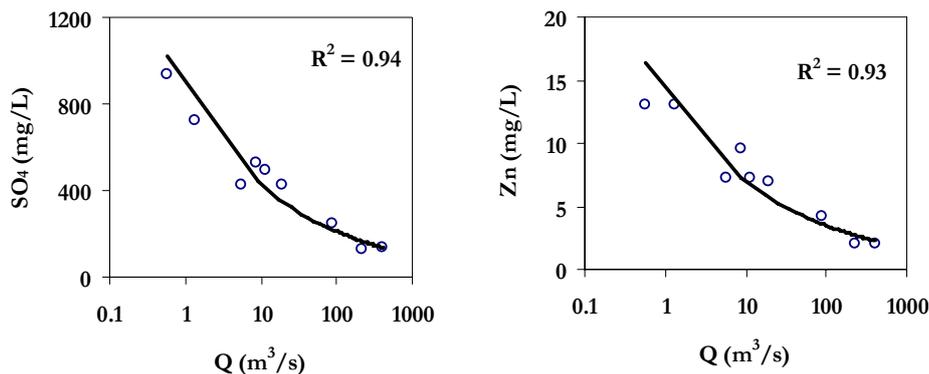


Figura VI.70. Continuación.

En la Tabla VI.35 se muestra la carga de elementos calculada para el río Odiel en Gibrleón a partir de las correlaciones con el caudal obtenido mediante el limnigrama de la Agencia Andaluza del Agua para el periodo 2009/10.

Tabla VI.35. Carga de elementos en Gibrleón calculada a partir de la correlación con el caudal obtenido del limnigrama para 2009/10.

Elemento	Carga transportada	Elemento	Carga transportada
Q	m ³ /s 52	Be	kg 492
Al	ton 13465	Cd	kg 11193
Ca	ton 26435	Co	kg 101950
Mg	ton 26793	Cr	kg 11411
Mn	ton 2479	Li	kg 21570
Cu	ton 1782	Ni	kg 39932
Si	ton 8243	Pb	kg 32462
Zn	ton 4298	Sr	kg 78489
SO ₄	ton 253262		

A continuación se calculan las relaciones entre el caudal obtenido por SWAT en este punto y la concentración de elementos (Fig. VI.71), incluyendo las muestras 13 muestras tomadas por Sarmiento (2007) entre julio de 2003 y enero de 2006. Se observa un grupo de elementos que presenta un R^2 entre 0.70 y 0.90, éstos son: Co, Ca, Li, Mg, Mn, Ni, Pb, Si, Sr, Zn y sulfato. Aluminio, Be, Cd y Na tienen valores de R^2 menores (entre 0.69 y 0.60); para el resto de elementos no se calculará la carga transportada ya que no presentan relaciones aceptables con el caudal.

En las nuevas correlaciones obtenidas, es especialmente notable la diferencia en cuanto al Cu. El coeficiente de determinación con el caudal real en el 2009/10 es de 0.88 y con el caudal simulado con SWAT es sólo de 0.33. Ello se debe a que en éstos últimos se incluyen

muchos valores de concentración de Cu con caudales muy pequeños, correspondientes al verano y otoño; en estas condiciones el Cu parece estar afectado por otros procesos, como se deduce en el ACP (Fig. VI.67).

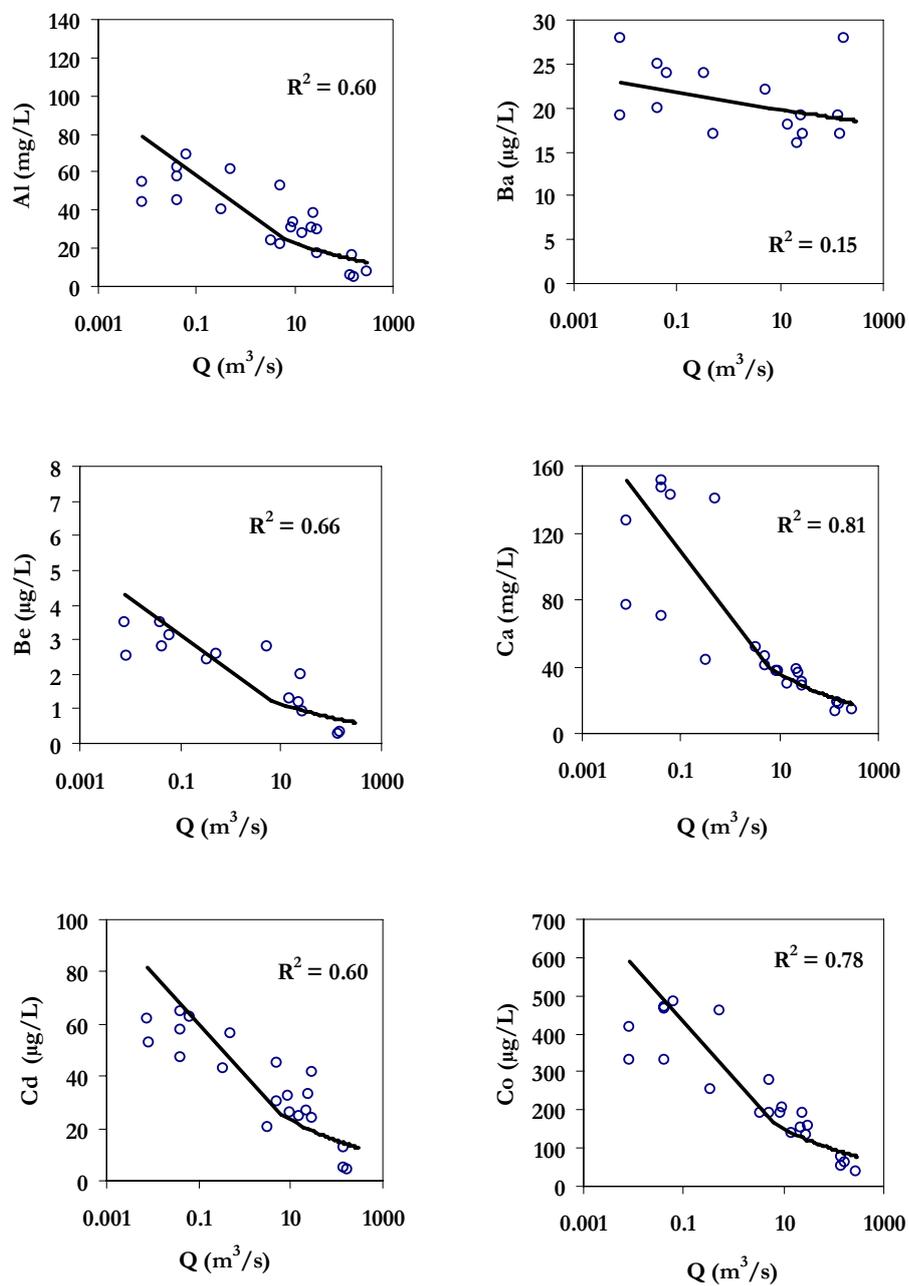


Figura VI.71. Algunos ejemplos del caudal obtenido con SWAT y las concentraciones de elementos, para el río Odiel en Gibrleón.

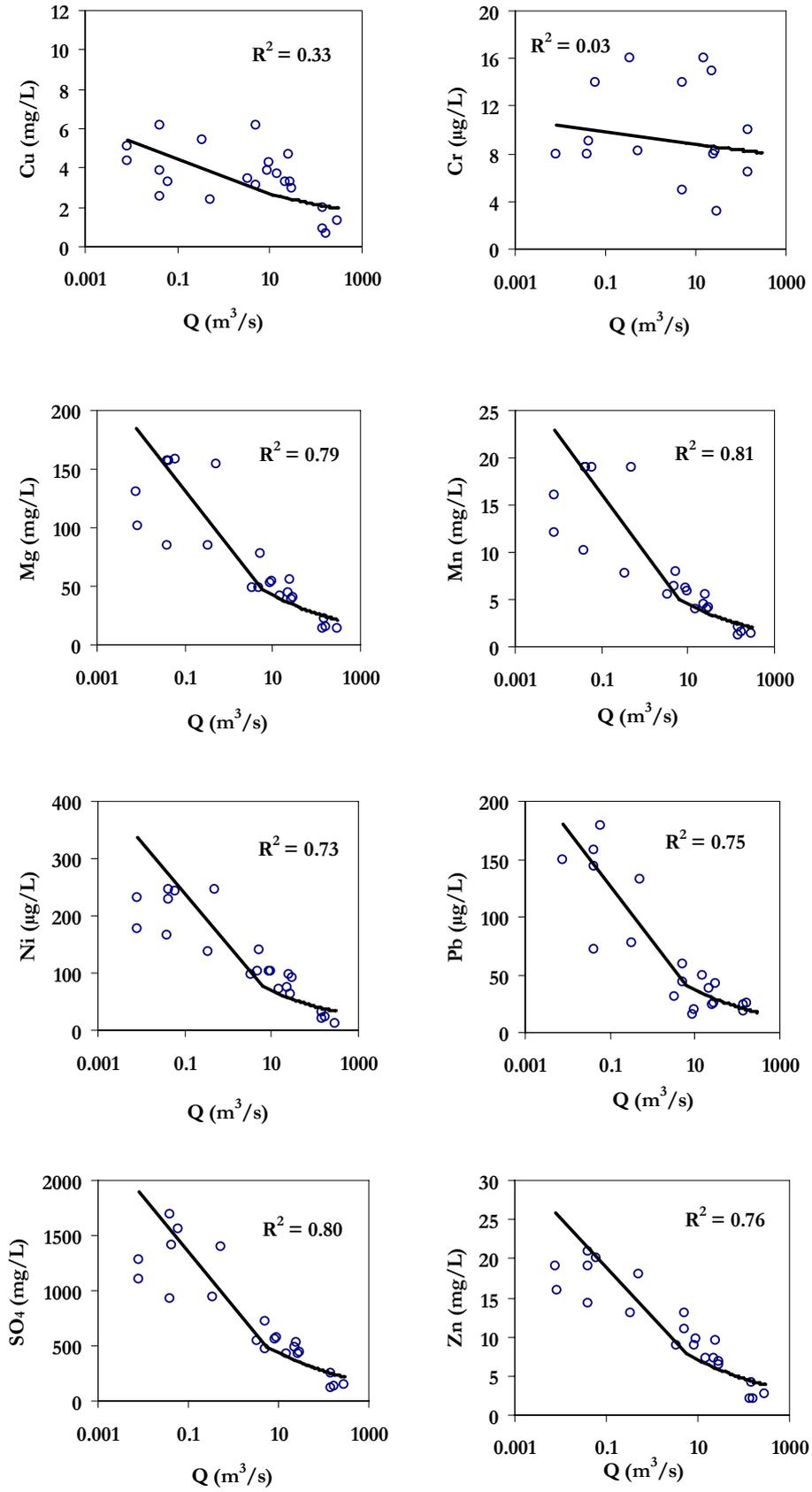


Figura VI.71. Continuación.

La Tabla VI.36 muestra los valores de la carga de elementos calculada para el año hidrológico 2009/10, a partir de las relaciones entre la concentración de elementos del conjunto de muestras y el caudal simulado con el modelo SWAT.

Tabla VI.36. Carga de elementos del río Odiel en Gibrleón para 2009/10, calculada a partir de las relaciones con datos analíticos propios y los de Sarmiento (2007) y los caudales generados por SWAT.

Elemento	Carga transportada	Elemento	Carga transportada
Q	m ³ /s 42	SO ₄	ton 320775
Al	ton 18935	Be	kg 883
Ca	ton 27145	Cd	kg 18406
Mg	ton 33027	Co	kg 117737
Mn	ton 3160	Li	kg 33455
Na	ton 16104	Ni	kg 50452
Si	ton 5430	Pb	kg 26914
Zn	ton 5695	Sr	kg 68569

El caudal medio para el año 2009/10 obtenido mediante el programa SWAT fue de 42 m³/s, mientras que el real observado fue de 52 m³/s (Tablas VI.35 y VI.36); es decir SWAT subestima los caudales observados en un 20% en el año 2009/10, debido principalmente a que los caudales punta son superiores en los caudales observados (Fig. VI.69).

Pese al menor caudal, se observa como la carga de elementos calculada a partir de los datos de SWAT es superior a la calculada con los del limnigrama (Fig. VI.71). Esto, en parte, es debido a que en el caso de las correlaciones con el caudal simulado con SWAT existen muestras con caudales por debajo de 0.1 m³/s durante el estiaje, y con una elevada concentración.

Por el contrario, con los observados se considera un caudal cero (la estación de aforos no está canalizada y la gran sección que tiene este punto la hace inadecuada para caudales bajos). Por lo tanto, no se consideran las muestras obtenidas en estas condiciones para el cálculo de las rectas de regresión (Fig. VI.70). Las diferencias obtenidas por ambos métodos son aceptables (Fig. VI.72).

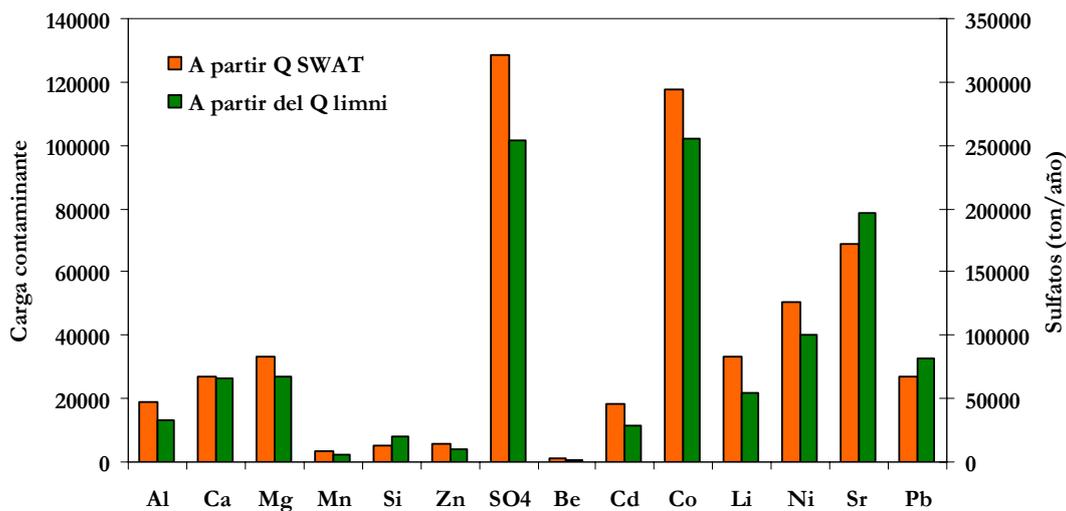


Figura VI.72. Carga de los elementos mayoritarios (Al, Ca, Mg, Mn, Si, Zn y sulfato en ton/año) y minoritarios (Be, Cd, Co, Li, Ni y Sr en kg/año) en el río Odiel en Gibraltor en el año 2009/10, calculados a partir de las relaciones con el caudal simulado y el conjunto de datos analíticos (Q SWAT) y con el caudal del limnigrama y datos analíticos de 2009/10 (Q limni).

A continuación se comparan estos valores de carga de elementos con los obtenidos mediante la conductividad eléctrica, con los métodos anteriores, para los periodos en los que se ha podido calcular la carga a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica (Fig. VI.73 y Tabla VI.37).

En general, los valores del aporte de elementos obtenidos mediante la conductividad eléctrica se sitúan entre los resultados de las otras dos metodologías. Los valores calculados a partir del caudal real y las muestras del año 2009/10 son entre un 5 y un 25% inferiores a los calculados a partir de la conductividad eléctrica; mientras que los obtenidos con los caudales generados por SWAT son, en general, entre un 10 y un 35% superiores.

En la Tabla VI.38 se recogen los valores de carga media de elemento para el río Odiel en Gibraltor, a partir de las relaciones con el caudal simulado para el conjunto de muestras.

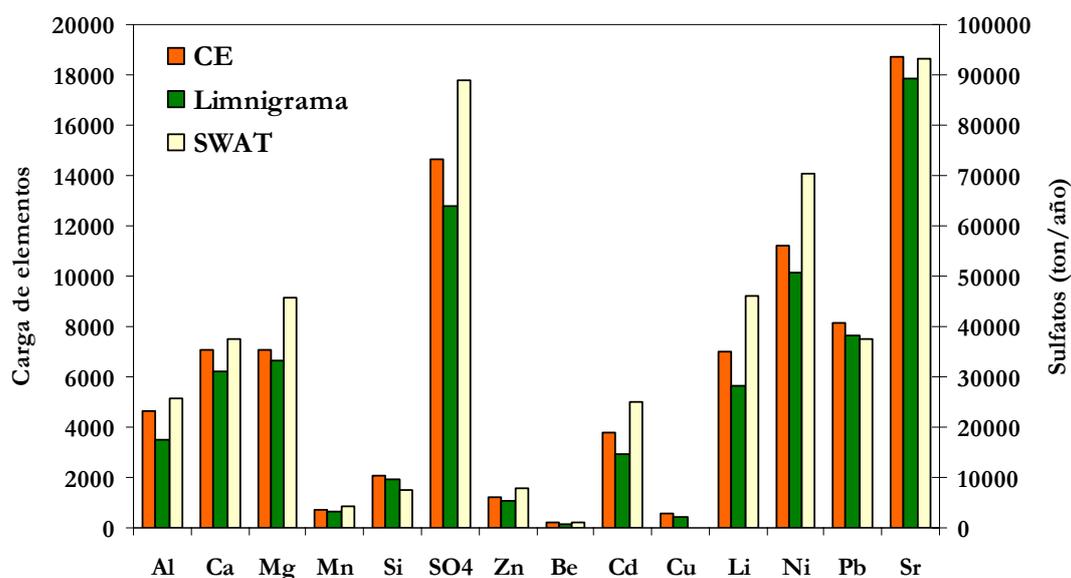


Figura VI.73. Gráfico de barras en el que se comparan visualmente la carga de elementos para el periodo del 8 de enero hasta mediados de febrero, mayo y junio de 2010, a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica (CE), y a partir del caudal real (limnigrama) y el simulado con SWAT.

Tabla VI.37. Carga de elementos para el periodo del 8 de enero hasta mediados de febrero, y mayo y junio de 2010, a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica (CE) y con el caudal observado (limnigrama) y simulado (SWAT).

Elemento	CE	Total		Diferencias (%)		
		Limnigrama	SWAT	CE-Limn	CE-SWAT	
Al	ton	4674	3490	5146	-25	10
Ca	ton	7048	6223	7491	-12	6
Mg	ton	7085	6660	9114	-6	28
Mn	ton	691	620	886	-10	28
Si	ton	2067	1924	1522	-7	-26
SO ₄	ton	73283	63789	88978	-13	21
Zn	ton	1227	1076	1556	-12	27
Be	kg	179	134	242	-25	35
Cd	kg	3809	2946	5027	-25	32
Cu	kg	557	455	-	-18	-
Li	kg	6990	5635	9232	-20	32
Ni	kg	11214	10127	14068	-10	25
Pb	kg	8173	7642	7505	-6	-8
Sr	kg	18718	17834	18634	-5	-1

Tabla VI.38. Carga media de elementos calculada, en el río Odiel en Gibraltor.

Elemento	Carga media	Elemento	Carga media
Al	ton 9138	Be	kg 431
Ca	ton 13323	Cd	kg 8931
Mg	ton 16211	Co	kg 57455
Mn	ton 1580	Li	kg 16421
Na	ton 7649	Ni	kg 25060
Si	ton 2714	Sr	kg 33089
Zn	ton 2764	Pb	kg 13689
SO ₄	ton 158376		

Si se comparan con los resultados obtenidos por Cánovas (2008) para el periodo 2003/2006 (Tabla VI.39), y con una precipitación media anual de 621 mm, se observa como los valores de carga calculada son entre 3 y 4 veces menores a los calculados a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, excepto para el Pb en el que la diferencia es muy importante (8 veces menor).

En relación a los resultados de Olías *et al.* (2006), cuyo periodo de cálculo es de 1995/2003 y con una pluviometría media anual de 920 mm, los valores son similares a los obtenidos en esta Tesis (Tabla VI.39). Las mayores diferencias se observan en el Al que es 2 veces menor al calculado en este estudio; en esta diferencia puede influir que este elemento presenta un valor de R^2 igual al límite para considerar la correlación aceptable (0.60). Además, en el trabajo de Olías *et al.* (2006) se considera que la incertidumbre en el cálculo de este elemento es elevada. pues se basa en datos analíticos de sólo dos años (2001/02 y 2002/03).

Tabla VI.39. Comparación de la carga media de elementos contaminantes con los resultados obtenidos por Cánovas (2008) y Olías *et al.* (2006).

		Tesis	Cánovas (2008)	Olías <i>et al.</i> (2006)
Precipitación	mm	738	621	920
Al	ton	9138	2955	4557
Mn	ton	1580	561	1452
Zn	ton	2764	823	2612
SO ₄	ton	158376	51756	147213
Cd	kg	8931	3300	7100
Co	kg	57455	19000	62500
Ni	kg	25060	7100	33900
Pb	kg	13689	1800	11800

8. APORTE DE ELEMENTOS EN OTROS PUNTOS DE LA CUENCA DEL RÍO ODIEL

A continuación se comentará el cálculo de la carga de elementos transportados, obtenida a partir de las relaciones entre caudal simulado por SWAT y la concentración de elementos en los puntos en los que las únicas muestras disponibles son las de Sarmiento (2007).

8.1. CABECERA DEL RÍO ODIEL

Entre los puntos inicialmente elegidos (Fig. VI.1), las relaciones obtenidas entre el caudal y la concentración de elementos en el río Odiel después de mina Poderosa (punto 9) y en la rivera Seca (punto 16) no son aceptables, y por lo tanto no se puede calcular el aporte de elementos.

Arroyo Agrío (Punto 14)

Este punto de muestreo está localizado en el arroyo Agrío, justo antes de su desembocadura en el río Odiel (Fig. VI.1). El arroyo Agrío, también es conocido como río Tintillo, recibe numerosos lixiviados del Distrito Minero de Riotinto procedentes de la zona de los embalses del Cobre, Gossan y de la zona de Corta Atalaya, de forma que supone el principal aporte de contaminantes a la cuenca del Odiel (Sarmiento, 2007).

Las relaciones de numerosos elementos con el caudal (Al, Ca, Cd, Co, Fe, Li, Mg, Mn, Ni, Se, Zn y sulfato) son altas (R^2 superiores a 0.80). Los elementos Cu y Mo tienen peor relación (R^2 de 0.69 y 0.60 respectivamente), pero también se puede calcular su carga. Para el Be, Cr, K, Na, Pb, Si, Sb, Sn y Sr los valores de R^2 son menores a 0.60 y por lo tanto no se calculará la carga transportada (Fig. VI.74).

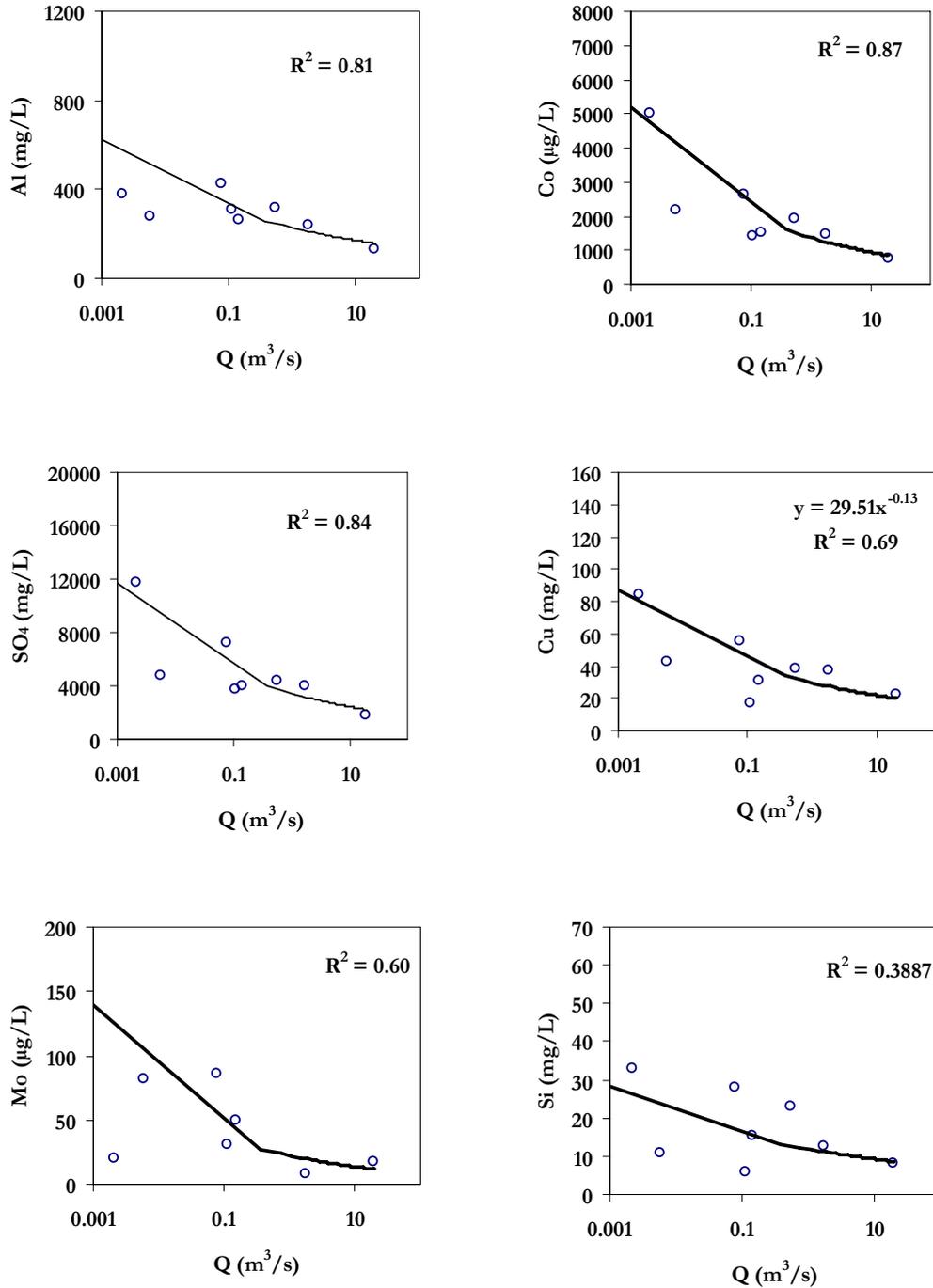


Figura VI.74. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, en el Arroyo Agrío.

En la Tabla VI.40 puede observarse la carga media calculada para todo el periodo y la correspondiente al año hidrológico 2009/10. Es notable la carga de metales aportada para el año 2009/10 de 10257 ton/año para el Al, 4898 para el Fe y 2190 para el Zn.

Tabla VI.40. Carga media de elementos y carga calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para el arroyo Agrio.

Elemento	Carga media	2009/10	Elemento	Carga media	2009/10		
Al	ton	4398	10257	SO ₄	ton	62904	144551
Ca	ton	2975	6970	Cd	kg	5226	12129
Cu	ton	559	1298	Co	kg	24670	56404
Fe	ton	2142	4898	Li	kg	6720	15280
Mg	ton	5248	11997	Mo	kg	368	819
Mn	ton	736	1692	Ni	kg	12250	28004
Zn	ton	958	2190	Se	kg	1140	2524

Rivera Escalada (Punto 19)

Este punto de muestreo está situado en la rívera Escalada, después de recibir los lixiviados ácidos de la mina San Miguel (Fig. VI.1); los niveles de contaminación son moderados debido a su mayor caudal antes de pasar a través de las minas (Sarmiento, 2007).

En este punto, el caudal presenta una buena relación con la concentración de Al, Mg, Mn y sulfato (R^2 superiores a 0.80). Otros elementos como el Ca, Co y Na tienen R^2 de 0.70, 0.73 y 0.65 respectivamente (Fig. VI.75). Arsénico, Be, Cr, Cu, Sb, Cd, Mo, Ni, Pb y Sn están en la mayoría de las muestras por debajo del límite de detección (Sarmiento, 2007).

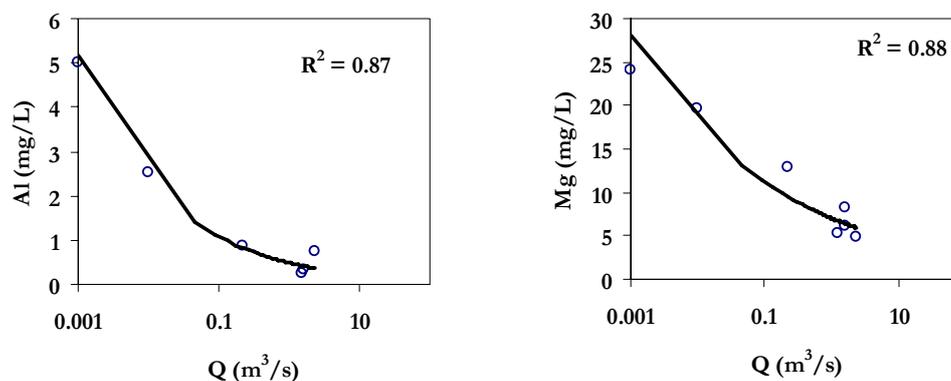


Figura VI.75. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, en la rívera Escalada.

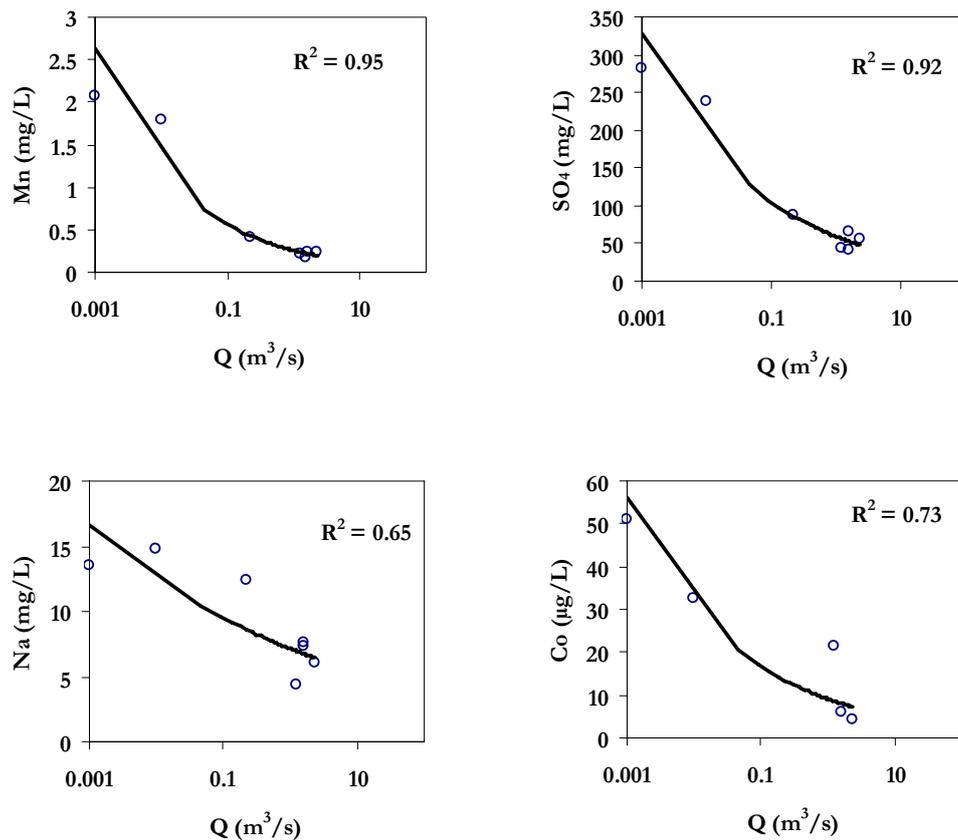


Figura VI.75. Continuación.

La Tabla VI.41 recoge la carga media contaminante calculada y la carga correspondiente al año hidrológico 2009/10. Durante el periodo 2009/10 la rivera Escala aportó 16 ton/año de Al, 9 de Mn y 2212 de sulfatos.

Tabla VI.41. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10, a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para la rivera Escalada.

Elemento	Carga media	2009/10
Al	ton	10
Ca	ton	245
Mg	ton	176
Mn	ton	5.9
Na	ton	173
SO ₄	ton	1304
Co	kg	200

8.2. RÍO ODIEL EN EL PUENTE SANTA ROSA

El puente Santa Rosa se sitúa en el cruce del río Odiel con la carretera entre Calañas y Zalamea la Real (punto 34, Fig. VI.1). Este punto está aguas abajo de la desembocadura del Olivargas y antes de que el río Odiel reciba las aguas de la rivera del Villar.

En este punto se puede calcular la carga de los siguientes elementos (Fig. VI.76): Al, Ca, Cd, Co, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Zn y sulfato, con coeficientes de determinación (R^2) superiores a 0.85. Relaciones más bajas (R^2 entre 0.65 y 0.80) muestran As, Cu, Fe, Pb y Sr, aunque permiten el cálculo del aporte de elementos según el límite establecido en este estudio. Silicio y K no presentan buena correlación con el caudal (R^2 menor de 0.60).

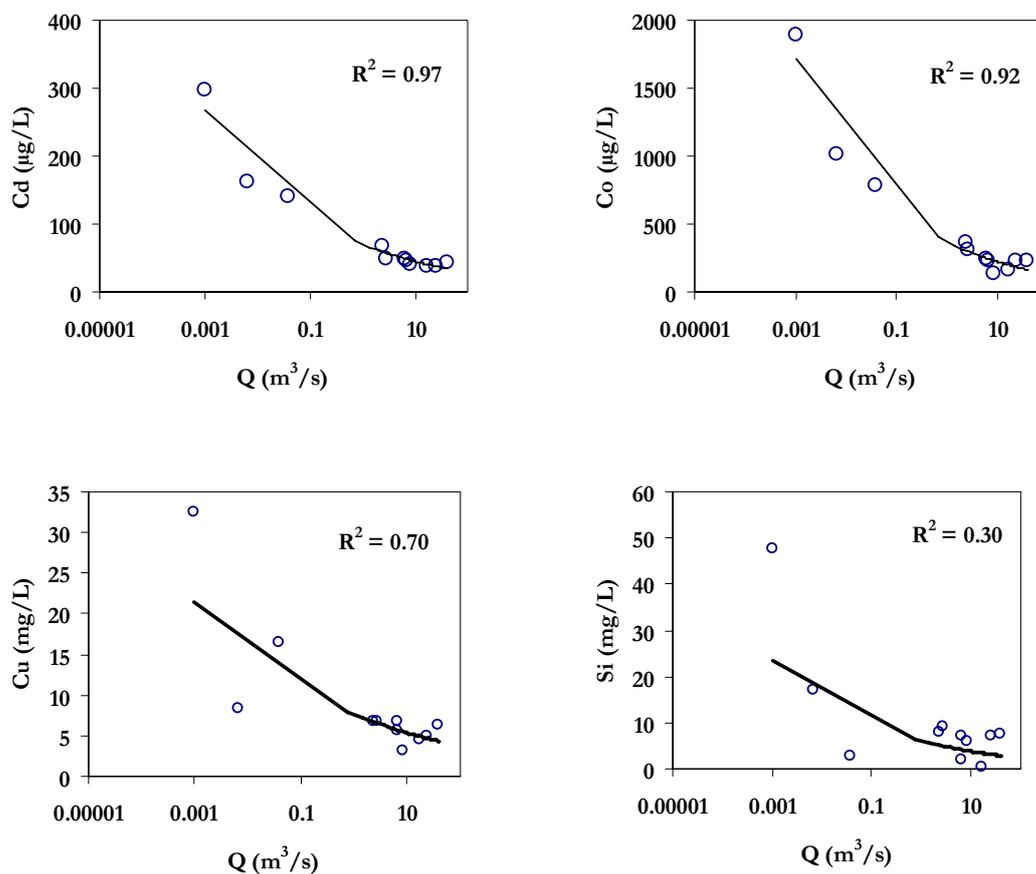


Figura VI.76. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración de elementos, en el río Odiel en el puente Santa Rosa.

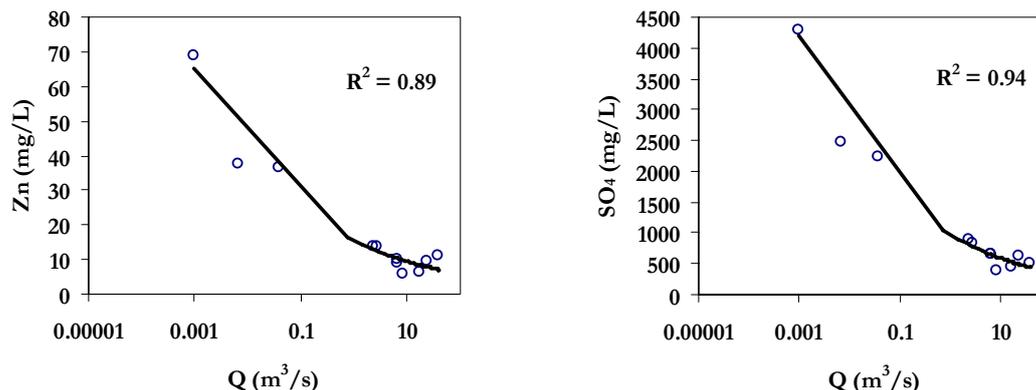


Figura VI.76. Continuación.

Se calculó en este punto la carga media de elementos transportada y también la carga correspondiente al periodo 2009/10, y los valores obtenidos se recogen en la Tabla VI.42. Destacan las 12328 ton/año de Al, las 2240 ton/año de Cu y las 1958 ton/año de Fe y elevadas aportaciones de elementos minoritarios como As, Li, Ni y Pb.

Tabla VI.42. Carga media de elementos y la calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para el río Odiel en el puente Santa Rosa.

Elemento	Carga media	2009/10	Elemento	Carga media	2009/10		
Al	ton	6556	12328	SO ₄	ton	118703	227545
Ca	ton	7771	15357	As	kg	900	1632
Cu	ton	1127	2240	Cd	kg	9200	17838
Fe	ton	997	1958	Co	kg	44000	84334
Mg	ton	10889	20874	Li	kg	11793	22175
Mn	ton	1240	2331	Ni	kg	18151	43366
Na	ton	3048	6195	Pb	kg	22767	5326
Zn	ton	1878	3600	Sr	kg	16000	29729

8.3. SUBCUENCA DE LA RIVERA DEL VILLAR

Arroyo los Coladeros (Punto 38)

A este arroyo vierten los lixiviados de la mina del Castillo del Buitrón y posteriormente desemboca en la rivera del Villar (punto 38, Fig. VI.1). En este punto las relaciones entre el caudal la concentración de Al, Ca, Co, Cu, Li, Mg, Mn, Ni, Zn y sulfato presentan altos valores del coeficiente de determinación (R^2 superiores a 0.90, Fig. VI.77). Cadmio, Fe, Na, y Sr tienen buena relación con R^2 entre 0.75 y 0.85. No se puede calcular la carga para el K, Pb y Si (R^2 inferior a 0.60).

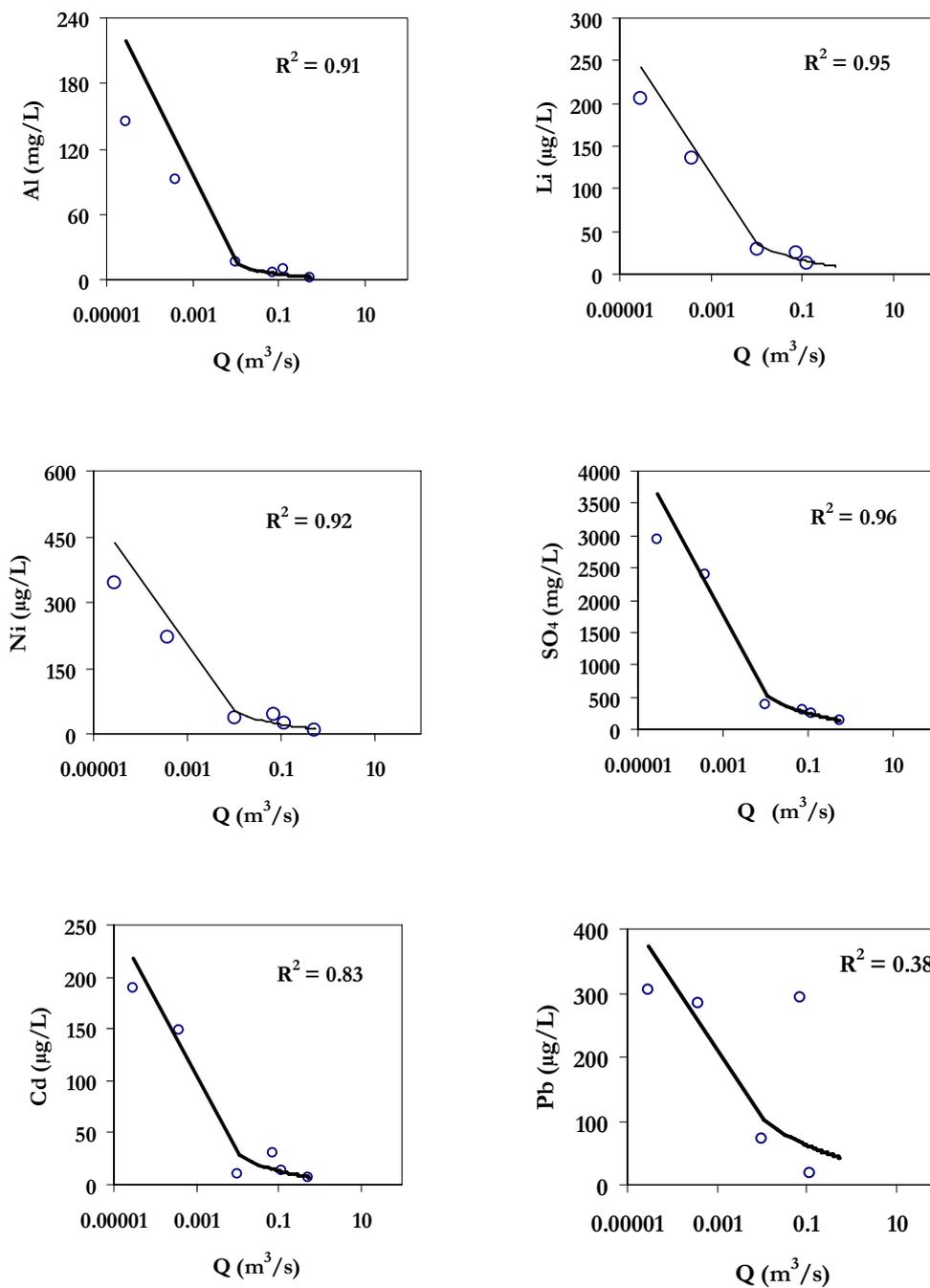


Figura VI.77. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, en el arroyo los Coladeros.

La Tabla VI.43 recoge los valores de carga media para el arroyo los Coladeros y también los valores calculados para el periodo 2009/10.

Tabla VI.43. Carga media de elementos y la carga carga calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT para el arroyo los Coladeros.

Elemento	Carga media	2009/10	Elemento	Carga media	2009/10		
Al	ton	6.2	11	Zn	ton	5.4	11
Ca	ton	43	95	SO ₄	ton	342	699
Cu	ton	4.5	8.9	Cd	kg	18	36
Fe	ton	14	28	Co	kg	148	294
Mg	ton	31	68	Li	kg	22	45
Mn	ton	2.0	4.1	Ni	kg	29	57
Na	ton	36	84	Sr	kg	107	237

Rivera del Villar (Punto 41)

Este punto de muestreo se encuentra en la rivera del Villar, justo después de recibir el lixiviado ácido procedente de la mina Tinto Santa Rosa (Fig. VI.1). Aguas arriba también se incorporan a la rivera del Villar los vertidos de la mina de Buitrón (a través del arroyo los Coladeros, cuya carga de elementos ya ha sido calculada, Tabla VI.43), y de otras minas de menor importancia (Bueyes y Gloria).

En este punto se puede calcular la carga aportada de Ca, Co, Cu, Fe, Li, Mg, Mn, Ni, Zn y sulfato con coeficientes de determinación (R^2) entre 0.70 y 0.85. Para el Sr, aunque con peor correlación (R^2 igual a 0.61), también es posible calcular su carga (Fig. VI.78). Sin embargo, para K, Na y Si no existen relaciones aceptables con el caudal (R^2 menores de 0.60). Aluminio, As, Cr, Mo, Se y Sn están en la mayoría de las muestras por debajo de los límites de detección (Sarmiento, 2007).

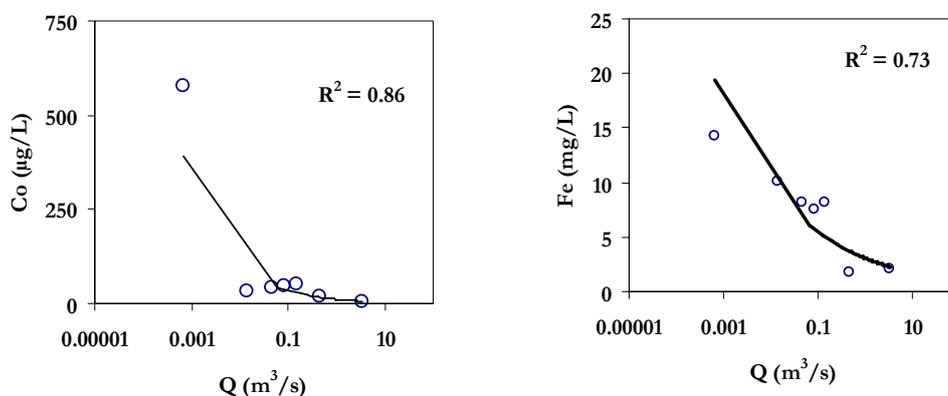


Figura VI.78. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración en la rivera del Villar.

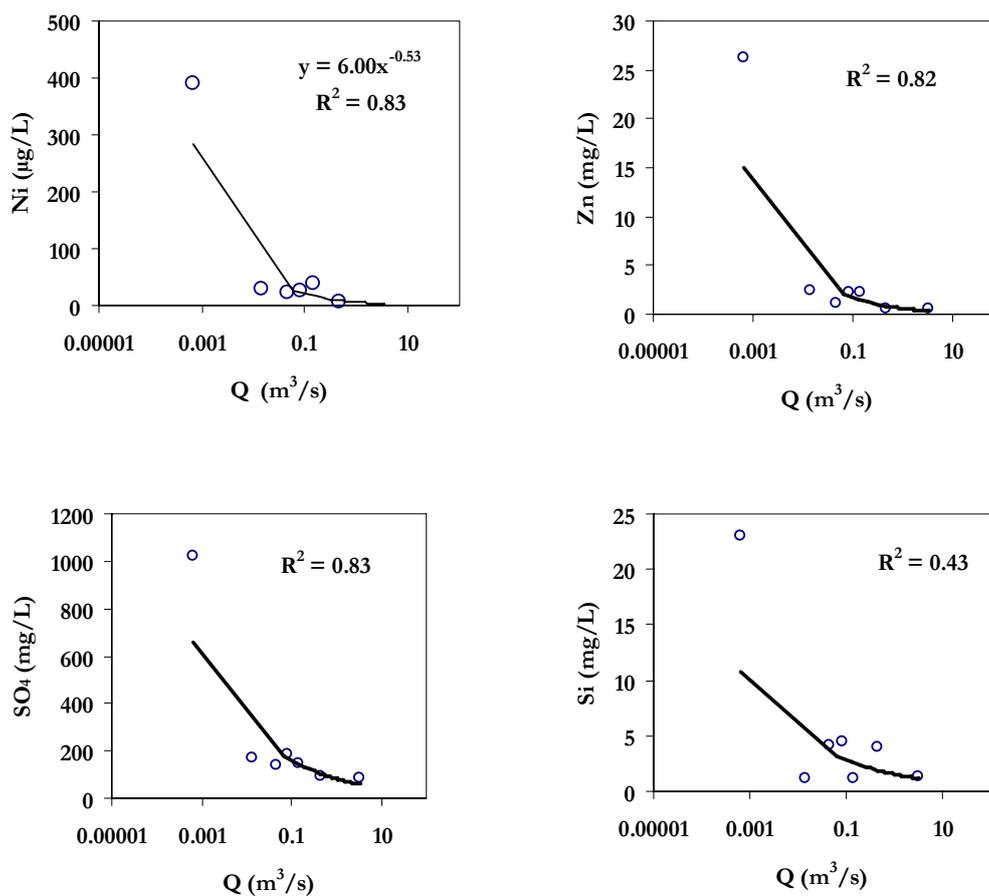


Figura VI.78. Continuación.

En la Tabla VI.44 se muestra la carga media de elementos que transporta la rivera del Villar a su paso por el punto de control, además también se calcula la carga transportada para el año hidrológico 2009/10.

Tabla VI.44. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10, a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para la rivera del Villar.

Elemento	Carga media	2009/10	
Ca	ton	450	1080
Cu	ton	1.2	2.4
Fe	ton	56	130
Mg	ton	286	688
Mn	ton	6.8	14
Zn	ton	8.3	16

Elemento	Carga media	2009/10	
SO ₄	ton	1426	3239
Co	kg	153	289
Li	kg	124	265
Ni	kg	80	142
Sr	kg	573	1192

8.4. SUBCUENCA DEL RÍO ORAQUE

En la rivera Pelada (punto 61), que recibe los vertidos de las minas Lomero-Poyatos y Confesionarios, en el arroyo Tamujoso (punto 63) afectado por las minas de El Carpio y San Telmo, y en la rivera de la Fresnera (punto 69) afectada por los lixiviados de la mina Perrunal; no se obtienen valores aceptables de correlación entre el caudal y la concentración de elementos, por lo que no se calcula la carga de elementos (Fig. VI.1).

Cabecera del río Oraque (Punto 71)

La unión de la rivera de la Fresnera y la rivera Pelada dan lugar al río Oraque (Fig. VI.1). En este punto (punto 71) el río presenta valores medios de pH de 3.3, de conductividad eléctrica de 1.1 mS/cm, de sulfatos 530 mg/L y altas concentraciones de metales (Sarmiento, 2007).

El Al, Ca, Co, Cu, Li, Mg, Mn, Ni, Sr, Zn y sulfato presentan buena correlación con el caudal, con R^2 superiores a 0.75 (Fig. VI.79), mientras que para el K y el Na es algo inferior (R^2 de 0.63 y 0.69, respectivamente). Hierro, Pb y Si no guardan buena correlación con el caudal y por eso no se calcula su carga (R^2 menor de 0.60). Arsénico, Be, Cr, Mo, Sb, Se y Sn están por debajo del límite de detección en la mayoría de las muestras (Sarmiento, 2007).

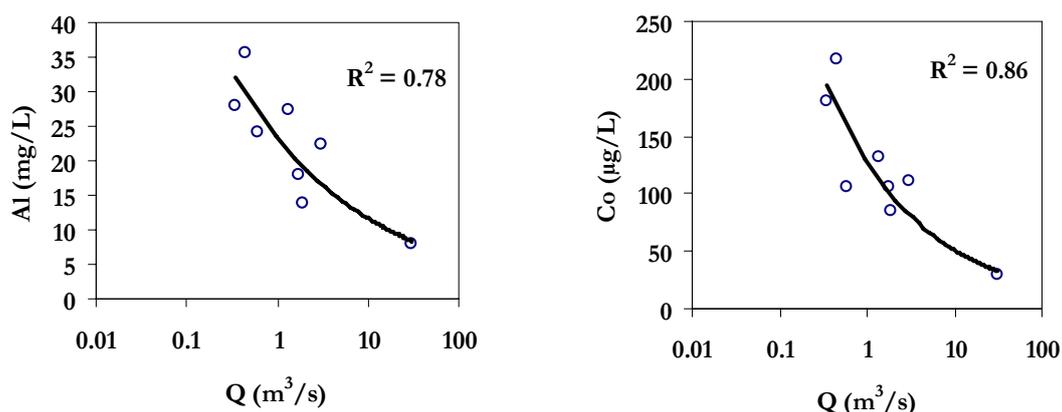


Figura VI.79. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración para la cabecera del río Oraque.

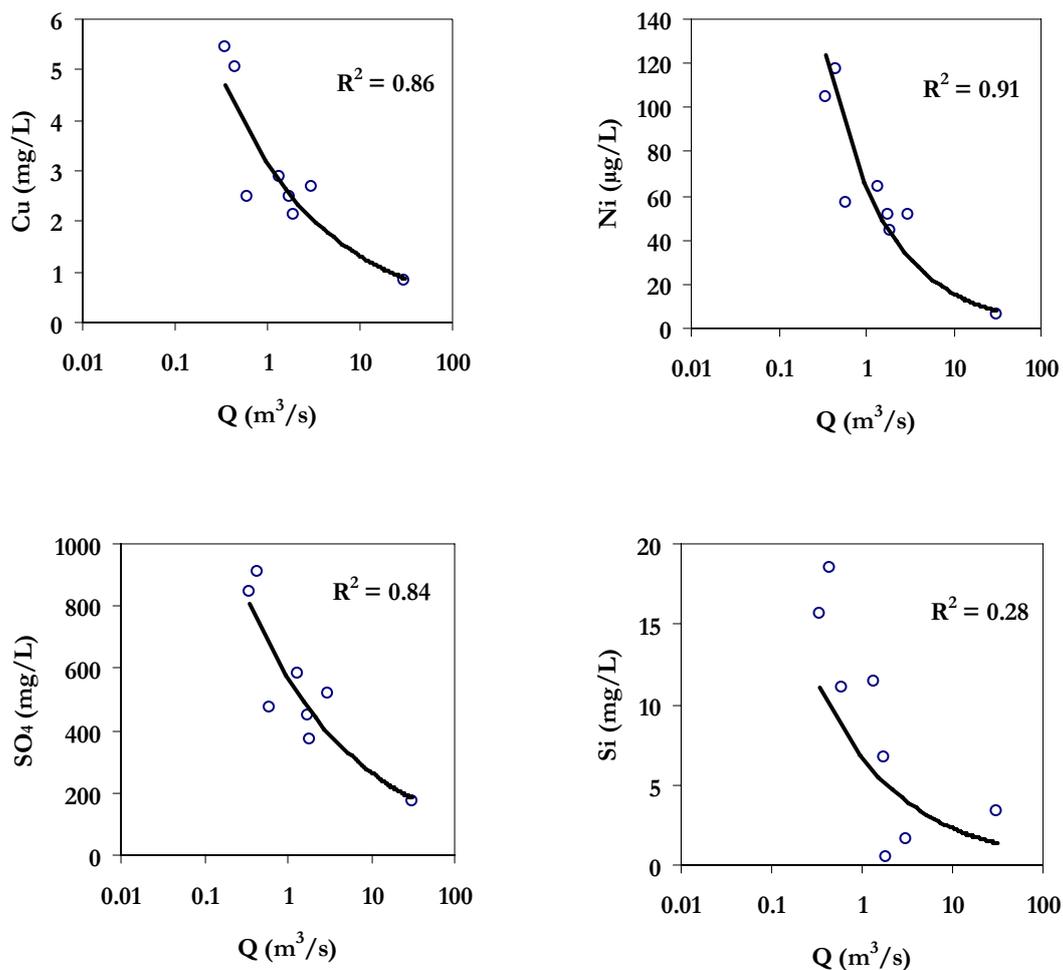


Figura VI.79. Continuación.

La carga media de elementos transportada se muestra en la Tabla VI.45; también se calcula la carga para el año hidrológico 2009/10. Destacan las 1537 ton/año de Al, las 174 ton/año de Cu y las 512 ton/año de Zn.

Tabla VI.45. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para la cabecera del río Oraque.

Elemento	Carga media	2009/10	Elemento	Carga media	2009/10		
Al	ton	874	1537	Zn	ton	298	512
Ca	ton	1264	2237	SO ₄	ton	20355	35204
Cu	ton	104	174	Co	kg	4868	8613
Mg	ton	2065	3613	Li	kg	1318	2179
Mn	ton	152	256	Ni	kg	1677	2332
Na	ton	843	1564	Sr	kg	4202	7626

Arroyo de Agua Agria (Punto 76)

Este arroyo lleva uno de los lixiviados más importantes que causan la contaminación de la parte baja de la cuenca del río Oraque. El Arroyo de Agua Agria (punto 76) nace en la parte norte de las minas de Tharsis (Fig. VI.1), y tiene valores de conductividad eléctrica de hasta 16 mS/cm y de pH siempre por debajo de 3 (Sarmiento, 2007).

En este punto se puede calcular la carga de Al, Cd, Co, Fe, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Se, Zn y sulfato, con coeficientes de determinación (R^2) entre 0.6 y 0.7 (Fig. VI.80). El resto de elementos no presentan una relación aceptable con el caudal (R^2 menor de 0.60).

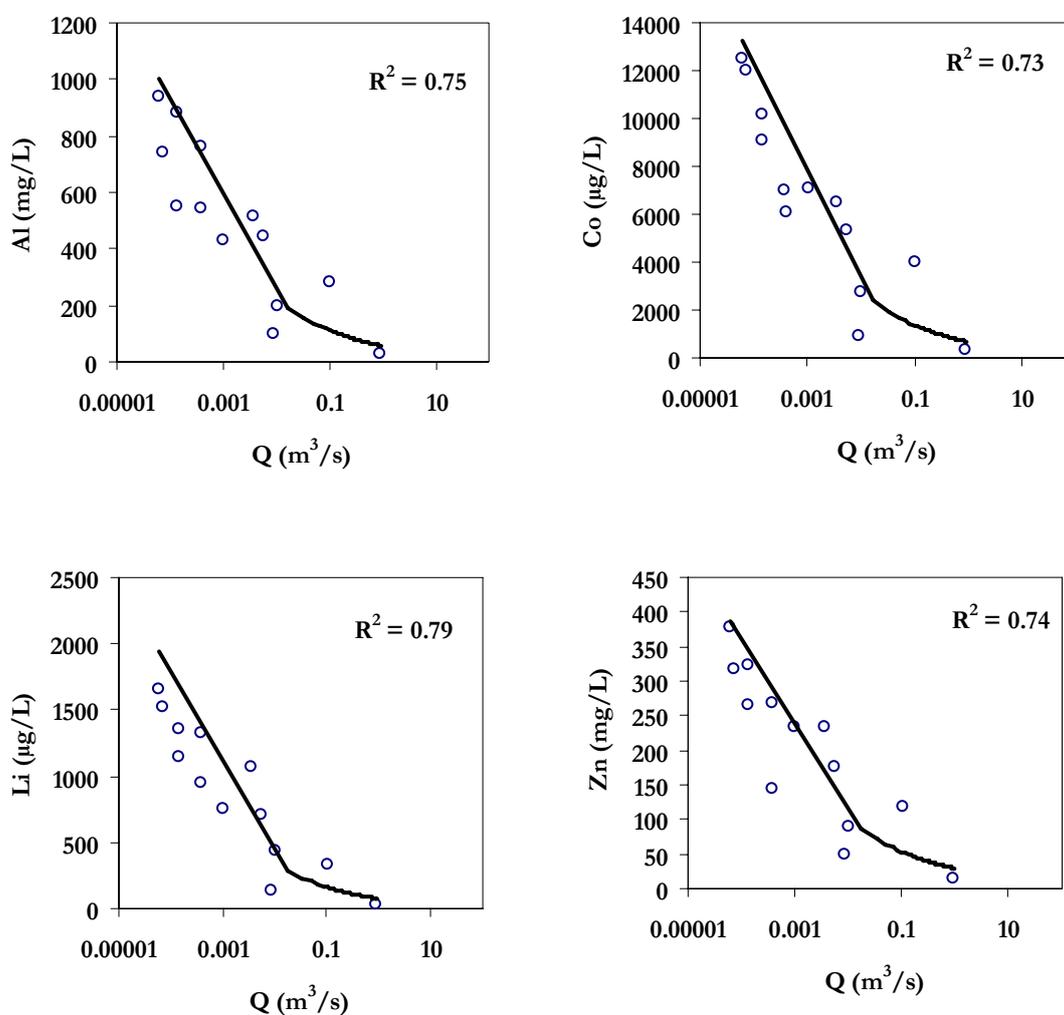


Figura VI.80. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, para el arroyo Agua Agria.

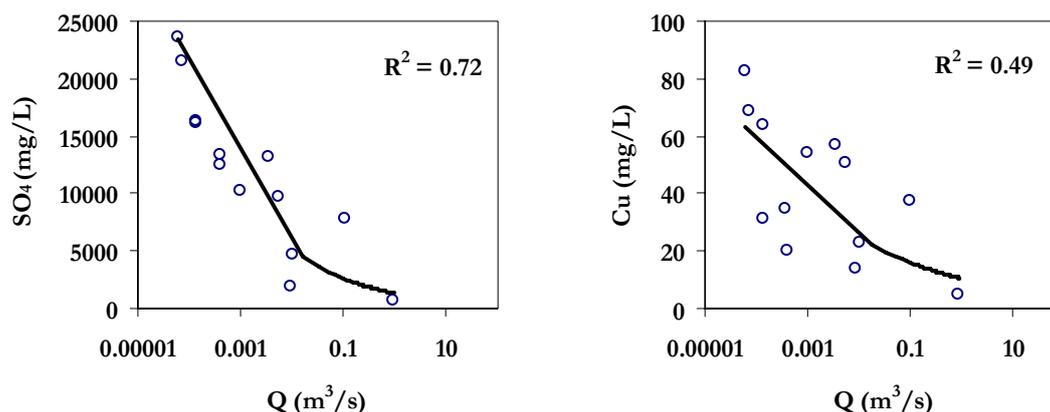


Figura VI.80. Continuación.

En este punto tan sólo se dan los valores medios para todo el periodo y no los de 2009/10 (Tabla VI.46), ya que como se ha comentado en el apartado 6 de este capítulo existe un aumento de la contaminación registrado en las muestras del Oraque durante este periodo y el arroyo Agua Agria recoge los lixiviados ácidos de las minas de Tharsis, que es el principal aporte de metales tóxicos al río Oraque antes de su confluencia en el Odiel.

Tabla VI.46. Carga media de elementos a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para el arroyo Aguas Agrias.

Elemento	Carga media	Elemento	Carga media
Al	ton 213	SO ₄	ton 4939
Fe	ton 1005	Cd	kg 282
Mg	ton 348	Co	kg 2527
Mn	ton 39	Li	kg 289
Na	ton 45	Ni	kg 1229
Zn	ton 108	Se	kg 22

9. CARGA CONTAMINANTE EN LA CUENCA DEL ODIEL

En la Tabla VI.47 se muestra un resumen del aporte de elementos para todos los puntos en los que ha sido posible calcular la carga transportada en el periodo de 2009/2010. En varios puntos de muestreo se ha calculado el aporte de elementos de varias formas; aquí se incluyen los datos que se consideran más exactos en cada caso.

Tabla VI.47. Resumen de la carga contaminante transportada por los distintos ríos y arroyos durante el periodo 2009/10.

	ton/año											kg/año					
	Al	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn	SO ₄	As	Be	Cd	Co	Cr	Li	Pb	Ni	Sr	
Cabecera del río Odiel																	
Arroyo Agrio (Pto. 14)	10257	1298	4898	11997	1692	2190	144551			12129	56404	15280			28004		
Odiel en el Puente cinco ojos (Pto. 15)	11305	1321	2812	14861	1654	2496	161633	630	11646	60137		17273			28150	17863	
Rivera Escalada (Pto. 19)	17	7.2		280	8.8		2212			337					1621		
Cuenca del Olivargas																	
Rivera del Olivargas (Pto. 1)	8			405	8	20	2581			40					2209		
Arroyo Los Peccs (Pto. 2)	25	5.4		58	6.9	65	640	2.6	147	120		102	250	120	114		
Barranco Herrerito (Pto. 3)			0.5	50	1.2		123		63	15	69			29	123		
Salida del embalse del Olivargas	22	5.9	11	740	24	82	5426	235				1237	380	492	5508		
Río Odiel																	
después del Olivargas (Pto. 34)	12328	2240	1958	20874	2331	3600	227545	1632	17838	84334		22175	5326	43366	29729		
Rivera del Villar																	
Arroyo Coladeros (Pto. 38)	11	8.9	28	68	4.1	11	699		36	294		45		57	237		
Rivera del Villar (Pto. 41)		2.4	130	688	14	16	3239			289		265		142	1192		
Río Odiel																	
en Sotiel (Pto. 45)				20045	2765		202460			94761					44519		
Cuenca del Oraque																	
Cabecera del río Oraque (Pto. 71)	1537	174		3613	256	512	35204			8613		2179		2332	7626		
Río Oraque (Pto. 77)	2746	376	2631	5771	416	1223	59646	173	3377	20387		5306		9547	11899		
Cuenca del Meca																	
Río Meca (Pto. 88)	1006	192	1953	1659	145	384	18996	32	704	10359		1305	931	3725	3223		
Salida del embalse del Sancho	581	106	174	2696	331	308	24419	547	1422	12441	263	2003	2036	5837	14375		
Río Odiel																	
en Gibralción (Pto. 91)	18935			33027	3160	5695	320775	883	18406	117737		33455	26914	50452	68569		

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

En este capítulo se ha calculado la carga contaminante transportada durante el año hidrológico 2009/10 a partir de las relaciones entre la concentración de elementos y la conductividad eléctrica en los puntos en los que los datos registrados por los data-loggers lo permitieron: en el río Meca, la rivera del Olivargas y varios periodos en el río Odiel en Gibraleón. En el resto de los puntos en los que se instalaron data-loggers no se obtuvieron datos suficientes y de calidad, debido a la pérdida de equipos durante las avenidas; así como a los problemas de funcionamiento ocasionados por los precipitados y la acidez del agua.

Por otro lado también se calculó la carga contaminante a partir de las relaciones con el caudal simulado mediante el modelo SWAT. Además, en el río Odiel en Gibraleón, donde se disponía de datos de caudal real y del nivel del agua se calculó la carga contaminante con esta información, y se contrastó con la obtenida con los caudales obtenidos del modelo SWAT. También en el río Meca ha sido posible deducir una curva de gastos con la que se ha obtenido los datos de caudal a partir del nivel del data-logger.

El río Odiel en primer lugar recibe los lixiviados ácidos de las minas de Concepción, San Platón, Esperanza y Poderosa. El aporte de estas minas se puede estimar por la diferencia entre la carga contaminante en el puente de los Cinco Ojos (punto 15) y la transportada por el arroyo Agrio (punto 14), y supone el 5% de Al y del sulfato en relación al total en el río Odiel en Gibraleón

El principal aporte de contaminantes del río Odiel, con una enorme diferencia sobre el resto de puntos, es el producido por los vertidos de las minas de Riotinto a través del arroyo Agrio (punto 14), que transportó 144551 ton/año de sulfatos (el 45% del total en Gibraleón), 10257 ton/año de Al (el 54%) y 4898 ton/año de Fe.

En el río Odiel a su paso por el puente de los Cinco Ojos (punto 15) destacan las 11305 ton/año de Al, las 1321 ton/año de Cu y la elevada carga de elementos minoritarios como Be, Cd y Ni. El contenido en Fe disminuyó con respecto a la carga transportada por el arroyo Agrio, debido a la intensa precipitación de Fe que se produce en la confluencia del río Odiel con el arroyo Agrio. En el puente de los Cinco Ojos la cantidad de Cd, Ni y Co es

similar a la del arroyo Agrio; pues la concentración media de elementos en el río Odiel aguas arriba del Agrio es muy baja (Sarmiento, 2007).

En la cuenca del Olivargas la carga contaminante transportada por la rivera del Olivargas, el arroyo Los Peces y el barranco del Herrerito es relativamente pequeña; el principal aporte de contaminantes al embalse del Olivargas fue la rivera del Olivargas, aunque el arroyo Los Peces transporta una mayor carga de Al, Zn y Co.

El embalse del Olivargas tiene valores de pH próximos a neutro y la concentración de la mayoría de los metales tóxicos es baja, debido a que recibe una cantidad moderada de contaminantes. A la salida del embalse únicamente se obtuvieron aportes importantes de Al (22 ton/año) y Zn (82 ton/año). No obstante, la carga de contaminantes después del embalse aumenta antes de la confluencia de la rivera del Olivargas con el Odiel, debido a los lixiviados ácidos procedentes de las minas de La Zarza (no cuantificados).

El río Odiel tras su unión con la rivera del Olivargas (punto 34) incrementa su carga contaminante en numerosos elementos (por ejemplo 12000 ton/año de Al), excepto Fe, cuya concentración continuó disminuyendo debido a los procesos de precipitación.

El siguiente punto de muestreo en el río Odiel se situó a la altura de la localidad de Sotiel (punto 45), después de recibir los vertidos de las minas del Buitrón y Tinto Santa Rosa, a través de la rivera del Villar; y de las balsas de Almagrera y minas de Sotiel. En este punto no se pudo calcular la carga de numerosos elementos, y se observaron valores de carga contaminantes del mismo orden que en el punto 34, o incluso más bajos en el caso del Al, debido a los errores asociados a la estimación. Hay que tener en cuenta que en los cálculos para el punto 34 sólo se dispuso de datos analíticos del periodo de 2002 a 2006.

En cuanto al río Oraque los aportes contaminantes de las minas de la parte norte de la cuenca (El Carpio, San Telmo, Lomero-Poyatos y Confesionarios) son aproximadamente iguales a los procedentes de las minas de Tharsis, excepto para el Ni que proviene fundamentalmente de estas últimas. En el punto 77, antes de su desembocadura en el río Odiel, el río Oraque transportó 2746 ton/año de Al (un 14% del total en el río Odiel en Gibrleón), 2631 ton/año de Fe, 1223 ton/año de Zn (un 21%) y 59646 ton/año de sulfatos (un 19%).

Aguas abajo de la confluencia de los ríos Odiel y Oraque está prevista la construcción del embalse de Alcolea. La carga contaminante que recibirá este embalse será la suma de las calculadas para el río Odiel en Sotiel y para el río Oraque. Aunque existen otros aportes de pequeña entidad, pueden considerarse despreciables en relación a los anteriores. A este respecto, cabe destacar que aproximadamente entre el 20% de la carga contaminante procedería del Oraque y el 80% restante del Odiel (la proporción del río Oraque en los distintos elementos varía entre un 15% para el Al y un 25% para el Zn).

Por último, el río Meca recibe los lixiviados de las minas de Tharsis y transporta una elevada carga contaminante hacia el embalse del Sancho. Destacan las 1006 ton/año de Al, 192 ton/año de Cu y 384 ton/año de Zn. Una parte importante de los elementos tóxicos de este río precipitan en el embalse del Sancho (43% del Al, 45% del Cu, y 90% del Fe).

Finalmente el río Odiel a su paso por Gibrleón, justo antes de su desembocadura en la ría de Huelva, transportó 18935 ton/año de Al, 320775 ton/año de sulfatos, 32 ton/año de Pb y 40 ton/año de Ni, entre otros. Estos valores concuerdan con los obtenidos en Olías *et al.* (2006) y Cánovas (2008), a excepción del Al, para el que se obtienen resultados muy superiores en esta Tesis. También existen diferencias muy importantes con la carga obtenida de Pb por Cánovas (2008), que es muy baja en relación a la obtenida en este trabajo y a la aportada por Olías *et al.* (2006).

En esta Tesis no se ha realizado un estudio de propagación de errores. No obstante, a continuación se comentan las principales fuentes de error: Por un lado, existen errores asociados a la precisión de los análisis de las muestras. Como se ha comentado en el apartado de introducción de este capítulo los errores del balance eléctrico fueron de manera general inferiores al $\pm 10\%$.

También, la incertidumbre debida a los caudales generados por el modelo hidrológico SWAT; esta incertidumbre está relacionada con la sobreestimación o subestimación de los caudales simulados, y también con la falta de datos de aforos de buena calidad para calibrar y validar modelo.

Una estimación de los errores cometidos puede realizarse comparando los valores de la carga contaminante calculada a partir de la conductividad eléctrica medida en continuo en

los data-loggers y el caudal real (como en el río Meca y en el río Odiel en Gibraltor) con la metodología usada.

Así por ejemplo, las diferencias halladas con las estimaciones obtenidas a partir de los valores de caudal simulado y los datos puntuales de calidad del agua fueron, en general, menores al $\pm 10\%$; aunque se dieron algunas desviaciones de hasta el $\pm 25\%$. En el caso de la riberia del Olivargas, donde se calculó la carga contaminante a partir del caudal y a partir de la conductividad eléctrica, en ambos casos con datos de caudales simulados, las diferencias también se situaron en ese rango.

En algunos puntos, como en el río Oraque, la carga calculada con los datos analíticos del periodo de 2002 a 2006, y del los años 2009 y 2010, también coincidieron aceptablemente (con diferencias del $\pm 15\%$), a pesar de que al principio ambos grupos de datos parecían diferentes. En el arroyo Los Peces, los datos obtenidos a partir del año 2009/10 fueron coherentes cuando se compararon con los calculados en un punto situado aguas arriba, a partir de los datos analíticos de 2002 a 2006; aunque en este se produjeron diferencias máximas de hasta el 28%, sin justificación.

El aceptable ajuste entre la composición calculada en los embalses con los datos analizados para los elementos conservativos apoya la fiabilidad de las estimaciones. No obstante, en los puntos en los que sólo se dispuso de datos analíticos de un periodo (2002 a 2006 ó 2009/10), los errores serán mayores debido al menor número de muestras.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se estima que los errores asociados al cálculo de la carga de elementos fueron de una forma aproximada de hasta el $\pm 30\%$ en los puntos en los que se dispuso de menos datos analíticos (a excepción del barranco del Herrerito en el que sólo existen 5 análisis). En general, en aquellos puntos de muestreo con más información hidroquímica (Tabla VI.1) los errores deben ser menores a este porcentaje.

CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES GENERALES

CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES GENERALES

En este trabajo se ha realizado la modelización hidrológica de la cuenca del río Odiel, para solventar los problemas de escasez de datos de aforo en la cuenca. Por otro lado, estos datos de caudal se han utilizado para estimar la carga contaminante transportada en distintos puntos de la red fluvial del río Odiel, afectados por drenaje ácido de minas. En consonancia con estos dos grandes bloques de trabajo, se han distinguido dos grupos de conclusiones.

1. CONCLUSIONES RELATIVAS A LA APLICACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO SWAT EN LA CUENCA DEL ODIEL

- La cuenca del río Odiel hasta Gibraleón presenta una superficie de 2063 km². Las mayores elevaciones (máxima de 926 m) se encuentran en la parte norte de la cuenca. El 60% de su superficie está comprendida entre 100 y 300 m altitud, y el 21 % presenta pendientes mayores al 35%.
- El modelo SWAT constituye una buena herramienta para reproducir registros históricos de caudal y simular resultados allí donde no se disponga de datos de aforo. Lógicamente la exactitud del modelo dependerá de la calidad de los datos de entrada.
- Uno de los principales inconvenientes en la utilización de SWAT es la gran cantidad de parámetros de entrada, muchos de ellos involucrados en más de un proceso físico de la cuenca, por lo que distintas combinaciones de los parámetros pueden dar como resultado simulaciones similares, o bien la modificación de un parámetro puede influir en varias partes del modelo.
- La calibración con datos reales en algunos puntos de la cuenca, o en su defecto en cuencas con características similares, es fundamental para conseguir unos resultados fiables. Es necesario mejorar la red de estaciones de aforo en la cuenca del río Odiel, y su funcionamiento, muy deficiente en la actualidad.
- El programa SWAT presenta importantes limitaciones en el tratamiento de la precipitación, que es un aspecto básico en un modelo hidrológico. El método de cálculo de la distribución espacial de la precipitación no es adecuado, tampoco lo es la metodología utilizada para simular la precipitación orográfica. La precipitación media de la cuenca en el periodo de 1980 a 2010, utilizando el kringing con

tendencia externa (KED) es de 730 mm, y con la metodología de SWAT con bandas de elevación es de 685 mm. A nivel de subcuenca se alcanzan mayores desviaciones.

- En este trabajo se propone un método para caracterizar más adecuadamente la precipitación orográfica a nivel de la cuenca, homogeneizando la información pluviométrica y eliminando las grandes diferencias entre subcuencas vecinas que se obtienen con el modelo original. Esta modificación se incluye en todas las simulaciones realizadas.
- En todas las simulaciones se ha utilizado el método de Hargreaves para calcular la ETP. Con este método se obtienen valores similares a los estimados mediante la fórmula de FAO Penman-Monteith, aunque pueden existir factores locales que generan pequeñas diferencias entre ambos. La ETP calculada por el método de Thornthwaite es notablemente más baja que la calculada por los dos métodos anteriores (aproximadamente un 30%). El uso de este último método (ampliamente utilizado en España) produce elevados valores de escorrentía (hasta un 44% en la subcuenca del río Meca).
- La subcuenca del Meca se calibró con los datos de aportes diarios al embalse del Sancho. La escasa precisión en la medida de los aportes diarios al embalse en periodo de aguas bajas dificultó la calibración del modelo. Así, se obtuvieron buenos ajustes durante los años húmedos, mientras que las diferencias en años secos entre el caudal observado y simulado fue mayor. Para el periodo de calibración se obtuvo un valor, a nivel mensual, del NSE de 0.89 y una sobreestimación del caudal observado del 5%.
- Para las subcuencas septentrionales de la cuenca del río Odiel se utilizaron los parámetros procedentes de la calibración del río Múrtigas, cuya cuenca limita al norte con la del río Odiel. Este río presentó para el periodo de calibración valores satisfactorios de los índices estadísticos calculados. Se produjo una sobreestimación del caudal observado del 4% y se alcanzó un NSE a nivel mensual de 0.61. No obstante, el proceso de calibración y validación fue afectado por la mala calidad de los datos de aforo disponibles.
- En la simulación global de la cuenca del río Odiel se observó un buen ajuste entre el caudal simulado y el observado. Las mayores diferencias se dieron durante el estiaje; debido a que la estación de aforo de Gibraleón, con la que se calibró el modelo, no dispone de un vertedero canalizado para aguas bajas. En este punto

para el periodo de calibración se produjo una sobreestimación del caudal observado del 10% y se obtuvo un valor a nivel mensual del NSE de 0.83.

- Los ajustes conseguidos a veces se logran a costa de “sacrificar” la base conceptual del modelo. Así, por ejemplo, como forma de reducir el exceso de caudal generado se ha tenido que incluir en todos los casos la recarga a un acuífero profundo que en realidad no existe.
- Los resultados del modelo indican que el río Odiel tiene una aportación media anual de 550 hm³, de los cuales el 33% fue aportado por su tramo de cabecera (hasta la confluencia con la rivera del Olivargas), el 9% por la rivera del Olivargas, un 27% por el río Oraque y el 10% por el río Meca. Los caudales específicos varían entre 4 y 17 L/s km² en las distintas zonas de la cuenca.

2. CONCLUSIONES RELATIVAS AL CÁLCULO DE LA CARGA CONTAMINANTE

- En los puntos donde se pudo estimar la carga de elementos a partir de la conductividad eléctrica, y con el caudal real, las diferencias obtenidas con los aportes calculados mediante las relaciones con el caudal simulado fueron, para la mayoría de los elementos, inferiores al 10%.
- Las relaciones establecidas con la conductividad eléctrica permitieron caracterizar la carga contaminante a escala mensual. Así, en el río Meca los máximos valores de elementos asociados a la contaminación por drenaje ácido de minas se produjeron en el mes de diciembre, con la redisolución de las sales evaporíticas acumuladas durante el estiaje; aunque los mayores caudales se produjeron en el mes de febrero.
- Se estima que los errores asociados al cálculo de la carga de elementos fueron de una forma aproximada de hasta el $\pm 30\%$ en los puntos en los que se dispuso de menos datos analíticos; en aquellos con más información hidroquímica los errores deben ser menores a esta cifra.

A continuación se comentan las conclusiones en relación a la carga contaminante calculada para el año hidrológico 2009/10; este año tuvo una pluviometría excepcional (de 1078 mm de media) y, por lo tanto, no es representativo de las condiciones medias de la cuenca.

- Los aportes de contaminantes de las primeras minas en el tramo de cabecera del río Odiel (minas de Concepción, San Platón, Esperanza y Poderosa) supone un 5% de la carga de Al y sulfato transportada en Gibraleón.
- El arroyo Agrio, que recibe los lixiviados ácidos del Distrito Minero de Riotinto, constituye el principal aporte de contaminantes del río Odiel (aproximadamente el 50% del total): 144551 ton/año de sulfato, 10257 de Al, 4898 de Fe, 2190 de Zn y cantidades destacables de Cd, Co, Li y Ni. Después de la confluencia del arroyo Agrio con el Odiel, se produce una disminución de la carga de Fe por precipitación.
- El principal aporte al embalse del Olivargas fue la rivera del Olivargas aunque el arroyo Los Peces transporta la mayor parte de Al, Zn y Co (70-75% del total que llega al embalse). La baja cantidad relativa de contaminantes que llega al embalse, justifica que tenga valores de pH neutro baja concentración de metales tóxicos. A la salida del embalse únicamente se obtuvieron aportes importantes de Zn (82 ton/año), que presenta un comportamiento conservativo.
- La rivera del Olivargas, después de la salida del embalse y antes de su confluencia con el río Odiel, aumenta notablemente su carga contaminante por los lixiviados ácidos procedentes de las minas de La Zarza. Destacan las 12328 ton/año de Al, las 2240 ton/año de Cu, las 1958 ton/año de Fe y las 3600 de Zn.
- Otro aporte de contaminantes, aunque de menor importancia, es el de la rivera del Villar, afectado por las minas del Buitrón y Tinto Santa Rosa (130 ton/año de Fe y 16 ton/año de Zn, entre otros).
- En el río Odiel en su parte media (Sotiel) se obtuvieron resultados similares a los de después de la incorporación de la rivera del Olivargas.
- El río Oraque, antes de su confluencia con el río Odiel, transporta una elevada carga contaminante: 2746 ton/año de Al, 2631 ton/año de Fe y 1223 ton/año de Zn (aproximadamente entre el 15 y el 20% del total calculado en Gibraleón).
- En la confluencia de los ríos Oraque y Odiel, está prevista la construcción del embalse de Alcolea. Este embalse recibirá un aporte importante de carga contaminante, de la que aproximadamente el 80% procederá del río Odiel y el 20% restante del río Oraque.
- En el río Meca transportó enormes cantidades de elementos tóxicos al embalse del Sancho (1953 ton/año de Fe y 1006 ton/año de Al, entre otros). En el embalse quedan retenido la mayor parte del Fe (92%) y aproximadamente la mitad del Al y Cu, junto con cantidades menores de otros elementos.

- Finalmente el río Odiel en Gibraleón, próximo a su desembocadura en la ría de Huelva, transportó enormes cantidades de elementos tóxicos tales como Al (18935 ton/año), Zn (5695 ton/año), y sulfato (320775 ton/año). Estos valores concuerdan con los de otros estudios a excepción del Al, para el se obtiene una carga considerablemente mayor.

CHAPTER VII. GENERAL CONCLUSIONS

This research has carried out a hydrological modeling of the Odiel River watershed in order to solve its flow data scarcity problem. In addition, these flow data have been used to estimate the pollutant load at several sites of the Odiel River network affected by acid mine drainage. According with these work objectives it is possible to distinguish two groups of final conclusions.

1. CONCLUSIONS REGARDING THE APPLICATION OF SWAT HYDROLOGIC MODEL IN THE ODIEL WATERSHED

- Odiel watershed until Gibraleón has a surface of 2063 km². The highest elevations (926 m.a.s.l.) are located in the northern area of watershed. 60% of the surface is located between 100 – 300 m.a.s.l. and 21% presents a slope higher than 35%.
- The SWAT model is a useful tool to reproduce flow historical records and simulate results whenever gauging data is unavailable; therefore, the model's accuracy depends on input data quality.
- One of the SWAT model main disadvantages is the numerous input parameters, each of which affects other parts of the model implying that it is possible to obtain either similar results with different combinations of parameters or a very different result by simply modifying one parameter.
- The calibration with real data at some points of the watershed, or in watersheds with similar characteristics, is essential to achieve reliable results. This points out the need of improving the Odiel River gauges network and its working order as currently is very poor.
- SWAT model presents important limitations in the treatment of precipitation data, a key issue in a hydrological model. The methodology for the spatial calculation of rainfall is not adequate, neither is the methodology used to simulate the orographic precipitation. The average rainfall in the basin in the time series from 1980 to 2010, using kriging with external drift is 730 mm whereas with the elevation bands SWAT methodology is 685 mm. In the sub-basin level greater deviations are reached.
- This work propose a methodology more accurately to characterize orographic precipitation at the watershed scale, homogenizing rainfall data and eliminating the

large differences between neighboring sub-basins, than those obtained with the original model. This modification has been included in all the simulations.

- The Hargreaves method has been used to calculate ETP in all simulations. We obtain similar values to those estimated by the formula of Penman-Monteith FAO, although there may be local factors that generate small differences. The ETP calculated by the Thornthwaite method is significantly lower than that calculated by the above methods (approximately 30%). Using the latter method (widely used in Spain) higher values of runoff are obtained (up to 44% in the River subwatershed Meca).
- The Meca watershed was calibrated using the daily inputs obtained at Sancho reservoir. The poor accuracy in the measurement of the inputs to the reservoir during low water made it difficult to calibrate the model. Good adjustments were obtained during wet years, whereas the differences between observed and simulated flows in dry years were higher. A NSE value of 0.89 and a 5% overestimation of the observed flow were obtained for the calibration period on a monthly level.
- The Múrtigas River (located north of the Odiel watershed) calibration parameters were used for the northern sub-basins of the Odiel watershed. The statistics indexes calculated for the calibration period in this river had satisfactory values with a 4% flow rate overestimation and a value of NSE of 0.61 for monthly level. However, the calibration and validation process was influenced by the low quality of the available flow data.
- The Odiel River watershed modeling showed a good fit between simulated and observed flows. The greatest differences occurred during the dry season, as the calibration was performed with data from Gibraleón gauging station and it not channeled for low water measurements. Here, the model obtained a 10% overestimation of the observed flow and a value of NSE of 0.83 for monthly level.
- The obtained adjustments are sometimes achieved by "sacrificing" the conceptual basis of the model. For example, as a way to reduce the excess flow generated, a deep aquifer recharge had to be included in all cases, even though it does not exist.
- The results obtained from the model after the calibration and validation processes show an annual average flow for the Odiel River of 550 hm³, from which 33% was contributed in the headwaters (until the junction with Olivargas Creek), 9% by the

Olivargas banks, 27% by the Oraque River and 10% by the Meca River. Specific discharge varies between 4 -17 L/s km² in the different areas of the watershed.

2. CONCLUSIONS REGARDING THE CALCULATION OF THE POLLUTANT LOAD

- In those points where it was possible to estimate the element load from the electrical conductivity and the measured flow the differences obtained with the loads calculated using the simulated flow relationships were less than 10% for most elements.
- The established relationships with the electrical conductivity allowed characterizing the pollutant load on a monthly level. Thus, in the Meca River maximum values of the elements associated with acid mine drainage occurred in December with the redissolution of evaporitic salts accumulated during the dry season, although the largest flows occurred in February.
- The errors associated with the calculation of the element load were estimated in approximately $\pm 30\%$ in the points with less available data; therefore, in those with more hydrochemistry analysis, the error value should be smaller.

The conclusions obtained from the analysis of the pollutant load calculated for the 2009/10 hydrologic year with a calculated pollution load was much higher than the average for the entire period are presented below (as it was an exceptional wet year with 1078 mm) and therefore, not representative for the watershed average.

- The pollutant input from the mines located in the header section of the Odiel River (Concepción, San Platón, Esperanza and Poderosa mines) accounts for 5% of the Al and sulphate load transported in Gibraleón.
- The Agrio Creek, with acid leachates from Rio Tinto Mining District, was the Odiel River main pollutant contributor (approximately 50%): 144551 ton/year of sulfates, 10257 ton/year of Al, 4898 ton/year of Fe, 2190 ton/year of Zn and remarkable values of Zn and Cd, Co, Li and Ni. After the junction of the Agrio Creek and the Odiel River the Fe load decrease as a result of precipitation.
- The main contribution of pollutants to the Olivargas reservoir was the Olivargas banks even though Los Peces Creek carries most of the Al, Zn and Co (70-75% of

the reservoir total). The relatively low pollutant load that gets into the reservoir justifies its pH-neutral and low concentration of toxic metals. At the outlet of the reservoir only important values were obtained Zn (82 ton/year), that presents a conservative behaviour.

- The Olivargas banks, after the reservoir and before its junction with the Odiel River, increase considerably their pollutant load by acidic leachates from the mines of La Zarza. After the junction, the Fe precipitation in the Odiel River continued intensively. Some values such as 12328 ton/year of Al, 2240 ton/year of Cu, 1958 ton/year of Fe, 3600 ton/year of Zn are important to point out.
- Another pollutant input, although less important, is the Villar banks, affected by Tinto Santa Rosa and Buitrón mines (130 ton/year of Fe and 16 ton/year of Zn among others).
- In the Odiel River middle course (Sotiel) similar results to those after the junction with the Olivargas Banks were obtained.
- The Oraque River before its confluence with the Odiel River carries a high pollutant load: 2746 ton/year of Al, 2631 ton/year of Fe and 1223 ton/year of Zn (approximately 15-20% of the total calculated at Gibraleón).
- At the junction of the Oraque River and the Odiel River the Alcolea reservoir will be constructed. The results of this research show that this reservoir will receive a significant amount of pollution load, of which approximately 80% will be from the Odiel River and the remaining 20% from the Oraque River.
- The Meca River transported large amounts of toxic elements into the Sancho reservoir (1953 ton/year of Fe and 1006 ton/year of Al, among others). Most of the Fe (92%) and approximately half of the Al and Cu, together with minor amounts of other elements are retained in the reservoir.
- The Odiel River at Gibraleón, near its mouth in the Huelva estuary, carried a large amount of toxic elements such as Al (18935 ton/year), Zn (5695 ton/year) and sulphates (320775 ton/year). These values agree with those of other studies except for the Al, with a larger calculated value in the present thesis.

REFERENCIAS

REFERENCIAS

- Abbaspour KC, Johnson A, van Genuchten MTh (2004). Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal*, 3(4): 1340-1352.
- Abbaspour KC, Vejdani M, Haghghat S (2007). SWAT-CUP calibration and uncertainty programs for SWAT. *MODSIM07- Land, Water and Environmental Management: Integrated Systems for Sustainability, Proceedings*, 1596-1602.
- Abbaspour KC, Yang J, Maximov I, Siber R, Bogner K, Mieleitner J, Zobrist J, Srinivasan R (2009). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333(2-4): 413-430.
- Abbaspour KC (2009). *SWAT-CUP calibration and uncertainty programs for SWAT, version 2*. Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Suiza. 95 pp.
- Adams DV (1990). *Water and wastewater examination manual*. Lewis, 247 pp.
- Agencia Andaluza del Agua (2022). Memoria del Plan Hidrológico de la Demarcación de los ríos Tinto, Odiel y Piedras. Consejería de Medio Ambiente, 332 pp.
- Aguilar C (2008). Scale effects in hydrological processes. Application to the Guadalfeo river watershed (Granada). Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba. 304 pp.
- Allen RG (1986). A Penman for all seasons. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering, ASCE*, 112(5): 348-368.
- Allen RG, Jensen ME, Wright JL, Burman RD (1989). Operational estimates of evapotranspiration. *Agron. Journal*, 81: 650-662.
- Allen RG, Pruitt WO, Jensen ME (1991). Environmental requirements for lysimeters. En: Allen RG, Howell TA, Pruitt WO, Walter IA, Jensen ME editores. *Lysimeters for Evapotranspiration and Environmental Measurements*. Honolulu. 170-181.
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Paper 56 UN-FAO, Roma, Italia. 298 pp.
- Allen RG, Pruitt WO, Wridght JL, Howell TA, Ventura F, Snyder R, Itenfisu D, Elliott, R. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO riego y drenaje 56, 298 pp.
- Alonso Chaves FM, García Navarro E, Camacho MA (1999). Deformación progresiva de la Zona Sudportuguesa: Plegamiento y cizallamiento de secuencias multicapa. *Geogaceta*, 25: 11-14.

- Amils R, González-Toril E, Fernández-Remolar D, Gómez F, Aguilera A, Rodríguez N, Malki M, García-Moyano A, Fairen AG, de la Fuente V, Sanz JL (2007). Extreme environments as Mars terrestrial analogs: The Río Tinto case. *Planetary and Space Science*, 55: 370-381.
- Andreu JM, Ortíz de Urbina JM, Chirino E, Bellot J, Bonet A, García-Sánchez E, Pulido-Bosch A, Sánchez JR, Vallejos A (2001). Análisis comparativo entre algunos métodos de estimación de la ETP en la Sierra de Ventós (Alicante). En: V Simposio sobre el Agua en Andalucía, 1: 33-43.
- APHA (1989). Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater. En: 17th edn. American Public Health Assoc., American Water Works Assoc. y Water Pollution Control Fed. Washington, DC.
- Appelo CAJ, Postma D (1999). Geochemistry, groundwater and pollution. AA Balkema, Rotterdam, Holanda. 536 pp.
- Arnold JG, Allen PM, Bernhardt G (1993). A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142: 47-69.
- Arnold JG, Willimas JR, Maidment DR (1995). Continuous-time water and sediments-routing model for large basins. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121(2): 171-183.
- Baceta JL, Pendón JG (1999). Estratigrafía y arquitectura de facies de la Formación Niebla. Neógeno Superior, sector occidental de la Cuenca del Guadalquivir. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 12: 419-438.
- Baldissera GC (2005). Aplicabilidade do modelo de simulação hidrologica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrografica do rio Cuiabá/mt. Tesis Doctoral, Universidad de Cuiabá. 132 pp.
- Beven KJ (2005). Rainfall-runoff modelling: the primer. Chichester: John Wiley and sons, 360 pp.
- Bigham JM, Schwertmann U, Phab G (1996). Influence of pH on mineral speciation in a bioreactor simulating acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, 11: 845-849.
- Blasco J, Saenz V, Gómez-Parra A (2000). Heavy metal fluxes at the sediment-water interface of three coastal ecosystems from south-west of the Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment*, 247(2-3): 189-199.
- Boyle DP, Gupta HV, Sorooshian S (2000). Towards improved calibration of hydrological models: Combining the strengths of manual and automatic methods. *Water Resources Research*, 36: 3663-3674.

- Borrego J, Morales JA, de la Torre ML, Grande JA (2002). Geochemical characteristics of heavy metal pollution in surface sediments of the Tinto and Odiel river estuary (southwestern Spain). *Environmental Geology*, 41: 785-796.
- Brakensiek DL (1967). Kinematics flood routing. *Transactions of the ASAE*, 10(3): 340-343.
- Braungardt CB, Achterberg EP, Elbaz-Poulichet F, Morley NH (2003). Metal geochemistry in a mine polluted estuarine system in Spain. *Applied Geochemistry*, 18: 1757-1771.
- Cánovas CR, Nieto JM, Sarmiento AM (2005). Water quality in two rivers affected by AMD: The Tinto and Odiel rivers (SW Spain). En: *Processing and Disposal of Mineral Industry Wastes'05*. June, 13-15, Falmouth, UK.
- Cánovas CR, Olías M, Sarmiento AM, Nieto JM (2006). Metodología para la determinación de la carga metálica transportada por ríos afectados por drenaje ácido de mina. Los ríos Tinto y Odiel. En: V Congreso Ibérico: Gestión y planificación del Agua, Faro, Portugal. 378-379.
- Cánovas CR, Olías M, Nieto JM, Sarmiento AM, Cerón JC (2007). Hydrogeochemical characteristics of the Tinto and Odiel rivers (SW Spain). Factor controlling metal contents. *Science of the Total Environment*, 373: 363-382.
- Cánovas CR (2008). La calidad del agua de los ríos Tinto y Odiel. Evolución temporal y factores condicionantes de la movilidad de los metales. Tesis Doctoral, Universidad de Huelva. 354 pp.
- Cánovas CR, Hubbard CG, Olías M, Nieto JM, Black S, Coleman ML (2008). Hydrochemical variations and contaminant load in the Río Tinto (Spain) during flood events. *Journal of Hydrology*, 350(1-2): 25-40.
- Cánovas CR, Olías M, Nieto JM, Galván L (2010). Wash-out processes of evaporitic sulfate salts in the Tinto river: Hydrogeochemical evolution and environmental impact. *Applied Geochemistry*, 25(2): 288-301.
- Carrasco Martiáñez I (2000). Riotinto cuna de la Minería. Historia de la Faja Pirítica Ibérica. *Bocamina*, 5.
- Carro B, Borrego J, López-González N, Grande JA, Gómez T, de la Torre ML, Valente T (2011). Impact of acid mine drainage on the hydrogeochemical characteristics of the Tinto-Odiel estuary (SW Spain). *Journal of Iberian Geology*, 37(1): 87-96.
- Cerón JC, Borrego J, Morales JA (2000). Sobre la contaminación de las aguas del estuario de los ríos Tinto y Odiel (Huelva). *Geogaceta*, 27: 39-42.
- Chung WH, Wang IT, Wang RY (2010). Theory-based SCS-CN method and its applications. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(12): 1045-1058.

- Choisnel E, de Villele O, Lacroze F (1992). Une approche uniformisée du calcul de l'évapotranspiration potentielle pour l'ensemble des pays de la Communauté Européenne. Centre Commun de Recherche, Com. De CE L2929. Luxembourg.
- Crespo-Blanc A (2004). La banda metamórfica de Aracena. En: J.A. Vera. *Geología de España*. SGE-IGME, Madrid, 890 pp.
- Davis JC (1986). *Statistics and data analysis in Geology*. John Wiley and Sons. New York. 483 pp.
- Davis JC (2002). *Statistics and data analysis in geology*. Kansas: Kansas Geological Survey, University of Kansas. 622 pp.
- De la Torre ML, Sánchez-Rodas D, Grande JA, Gómez T (2010). Relationships between pH, colour and heavy metal concentrations in the Tinto and Odiel rivers (southwest Spain). *Hydrology Research*, 41(5): 406-413.
- Di Luzio M, Srinivasan R, Arnold JG, Neitsch SL (2002). *Arview Interface for SWAT2000. User's Guide*. Blackland Research and Extension Center. Texas, USA. 342 pp.
- Elbaz-Poulichet F, Morley NH, Beckers JM, Nomerange P (2001). Metal fluxes through the Strait of Gibraltar: the influence of the Tinto and Odiel rivers (SW Spain). *Marine Chemistry*, 73: 193-213.
- Fernández-Remolar DC, Gómez-Elvira J, Gómez F, Sebastian E, Martín J, Manfredi JA, Torres González Kesler C, Amils R (2004). The Tinto River, an extreme acidic environment under control of iron, as an analog of the Terra Meridiani hematites site of Mars. *Planetary and Space Science*, 52: 239-248.
- Fernández-Remolar DC, Morris RV, Gruener JE, Amils R, Knoll AH (2005). The Río Tinto Basin, Spain: Mineralogy, sedimentary geobiology, and implications for interpretation of outcrop rocks at Meridiani Planum, Mars. *Earth and Planetary Science Letters* 240: 149-167.
- Fernández-Remolar DC, Prieto-Ballesteros O, Rodríguez N, Gómez F, Amils R, Gómez-Elvira J, Stoker CR (2008). Underground habitats in the Río Tinto Basin: A Model for Subsurface Life Habitats on Mars. *Astrobiology*, 8: 1023-1047.
- Fernández de Villarán R. (2006). Mejora de los parámetros de cálculo del modelo del número de curva y su validación mediante un modelo hidrológico distribuido. Tesis Doctoral, Universidad de Huelva, 303 pp.
- Flores Caballero M (1983). La rehabilitación borbónica de las minas de Riontinto (1725-1810). Instituto de Estudios Onubenses "Padre Marchena".

- Flores Caballero M (1988). Análisis de los principales factores que han determinado las explotaciones de las minas de Riotinto. En: *Memoria del primer Congreso Nacional Cuenca Minera de Riotinto*. Huelva.
- Franklin JM, Sangster DF, Lydon JW (1981). Volcanogenic massive sulphide deposits. *Economic Geology*, 75th Anniv.: 485-627.
- Galván L, Olías M, Nieto JM, Cerón JC, Sarmiento AM (2007). Determinación de la carga contaminante disuelta transportada por el río Meca (Huelva, España). *Geogaceta*, 43: 63-66.
- Galván L, Olías M, Fernández de Villarán R, Domingo JM (2008). Aplicación del modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) a la cuenca del río Odiel (SO, España). *Geotemas*, 10.
- Galván L, Olías M, Fernández de Villarán JM, Domingo Santos JM, Nieto JM, Sarmiento AM, Cánovas CR (2009). Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. *Journal of Hydrology*, 377: 445-454.
- Galván L, Olías M (2010). Modelización hidrológica de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente (Huelva, España). Calidad de los datos de aforos. *Geogaceta*, 48: 123-126.
- García-Barrón L, Pita MF (2004). Stochastic análisis of time series of temperatures in the south-west of the Iberian Peninsula. *Atmósfera*, 17: 225-244.
- Gisbert J (2000). Caracterización hidrológica y de los procesos erosivos en la cabecera del río Monachil (Granada). Tesis Doctoral, Universidad de Granada. 309 pp.
- Grande JA, Borrego J, De la Torre ML, Sainz A (2003). Application of cluster analysis to the geochemistry zonation of the estuary waters in the Tinto and Odiel Rivers (Huelva, Spain). *Environmental Geochemistry and Health*, 25(2): 233-246.
- Grande JA, De la Torre ML, Cerón JC, Beltrán R, Gómez T (2010). Overall hydrogeochemical characterization of the Iberian Pyrite Belt. Main acid mine drainage-generating sources (Huelva, SW Spain). *Journal of Hydrology*, 390(3-4): 123-130.
- Gravelius H (1914). *Flusskunde*. Gothe'sche Verlagshaus dlug Berlin. En: ZAOIANU, I. (1985). *Morphometry of Drainage Basins*. Elsevier. Amsterdam.
- GRID/UNEP (1993). Global resource information database. En: *United Nations educational program*. Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailandia.

- Gupta HV, Sorooshian S, Yapo PO (1998). Toward improved calibration of hydrologic models: multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research*, 34. 751-763.
- Green WH, Ampt GA (1911). Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science*, 4: 11-24.
- Green WH, Stephenson D (1986). Criteria for comparison of single event model. *Hydrological Society Journal*, 31(3): 395-411.
- Hargreaves GH (1975). Moisture availability and crop production. *Transaction of ASAE*, 18:980-984.
- Hargreaves GL, Hargreaves GH, Riley JP (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1: 96-99.
- Hargreaves GH (1994). Defining and using reference evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-ASCE*, 108(3): 1132-1139.
- Herrero Lantarón J, Polo Gómez MJ, Losada Rodríguez M (2005). Modelo SWAT aplicado a la cuenca del Guadalfeo. Balance hidrológico dentro de un modelo de gestión. En: VI Simposio del Agua en Andalucía, IGME. 237-248.
- Hogue TS, Gupta HV, Sorooshian S (2006). A "User-Friendly" approach to parameter estimation in hydrologic models. *Journal of Hydrology*, 320: 202-217.
- Horton RE (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach quantitative morphology. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 13.
- Igarashi T, Hataya R, Oyama T (2003). Estimation of pyrite oxidation rate by sulfate ion discharged from catchments. *Journal of Geochemical Exploration*, 77: 151-165.
- Iman RC, Conover WJ (1980). Small sample sensitivity analysis techniques for computer models with an application to risk assessment. *Communications in Statistics: Theory and Methods*, A9(17): 1749-1842.
- ITGE (1989). Mapa Metalogénico de España. Cartografía de Madrid. Escala 1:200000. Hoja nº 75 (Sevilla). Instituto Tecnológico Geominero de España.
- Julivert M, Fontboté JM, Ribeiro A, Conde L (1974). *Mapa tectónico de la Península Ibérica y Baleares*. Servicio de Publicaciones. Ministerio de Industria. IGME. 113 pp.
- Kirpich ZP (1940). Time of concentration of small agricultural watersheds. *Civil Engineering*, 10(6), 362.
- Lagmuir D (1997). *Aqueous environmental geochemistry*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 600 pp.

- Lee G, Bigham JM, Faure G (2002). Removal of trace metals by coprecipitation with Fe, Al, and Mn, from natural waters contaminated with acid mine drainage in the Ducktown Mining District, Tennessee. *Applied Geochemistry*, 17: 569-581.
- Leduc D, Leduc LG, Ferroni GD (2002). Quantification of bacterial populations indigenous to acidin drainage streams. *Water, Air, and Soil Pollution*, 135: 1-24.
- Legates DR, Mc Cabe GJ (1999). Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35:233-241.
- Llamas J (1993). Hidrología General. Universidad País Vasco, Bilbao. 635 pp.
- Lloyd CD (2005). Assessing the effect of integrating elevation dato into the estimation of monthly precipitation in Great Britain. *Journal of Hydrology*, 308(1-4): 128-150.
- López-González N, Borrego J, Morales JA, Carro B, Lozano-Soria (2006). Metal fractionation in oxic sediments of an estuary affected by acid mine drainage (south-western Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 67:313-320.
- McKay MD, Conover WJ, Beckman RJ (1979). A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics*, 21: 239-245.
- McKay MD (1988). Sensitivity and uncertainty analysis using a statistical sample of input values. En: Ronen, Y, editor. *Uncertainty Analysis*, Florida, cap. 4: 145-186.
- Maidment DR (1993). *GIS and hydrological modelling. Environmental modelling with GIS*. Goodchild, MF, Parks BO and Steyaert L (editores).. Oxford University Press, New York, USA. 147-167.
- Martín M (1983). Componentes primarios del ciclo hidrológico: evapotranspiración. En: Hidrología Superficial y Subterránea. Custodio E y Llamas Mr. Editorial. Barcelona. 323-341.
- Martinez Álvarez V, Hernández Blanco J (2003). *Sistemas de Información Geográfica: Aplicaciones en ingeniería y medio ambiente con ArcView*. Editorial Moralea, Albacete. 228 pp.
- Martos-Rosillo S, Moral F, Rodríguez M, Ocaña A (2006). Evaluación de los recursos hídricos en la cabecera del río Múrtigas, Sierra de Aracena (Huelva). *Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie Aguas Subterráneas*, 18: 91-99.
- Maxwell JC (1955). The Bifurcation Ratio in Horton’s Law of Stream Numbers. *Transaction American Geophisics*, 34 pp. 520.
- Miller VC (1953). A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch mountain area. *Office Naval Research Project NR 389-442*, Tech. Rep., 3. Columbia University.

- Minasny B, McBratney AB (2006). Mechanistic soil-landscape modelling as an approach to developing pedogenetic classifications. *Geoderma*, 133(1-2): 138-149.
- Mishra SK, Pandey RP, Jain MK, Singh VP (2008). A rain duration and modified AMC-dependent SCS-CN procedure for long duration rainfall-runoff events. *Water Resources Management*, 22(7): 861-876.
- Monteith JL (1965). *Evaporation and Environment*. En: 19th Symposia of the Society for Experimental Biology. University Press, Cambridge, 19: 205-234.
- Moreno C, González F (2004). Dominios de la zona Sudportuguesa. En: JA Vera. *Geología de España*. SGE-IGME, Madrid, 890 pp.
- Moriasi DN, Arnold JG, van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD, Veith TL (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3): 885-900.
- Murr LE (1980). Theory and practice of copper sulphide leaching in dumps and in-situ. *Minerals Science Engineering*, 12(3): 121-189.
- Nash JE, Sutcliffe JV (1970). River flow forecasting through conceptual models 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 205-234.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2005a). Soil and Water Assessment Tool. Input/output file documentations. Version 2005. Texas Water Resources Institute Report TR-191, Texas. 541 pp.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2005b). Soil and Water Assessment Tool. Theoretical documentation. Version 2005. Texas Water Resources Institute Report TR-191, Texas. 494 pp.
- Nieto JM, Sarmiento AM, Olías M, Cánovas CR, Riba I, Kalman J, Devalls TA (2007). Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva estuary. *Environmental International*, 33(4): 445-455.
- Nocete F, Linares JA (1999). Las primeras sociedades mineras en Huelva Alosno. En: *Historia de la provincia de Huelva*, Cap. 4: 50-64.
- Nordstrom DK (1982). The effect of sulfate on aluminium concentrations in neutral waters: some stability relations in the system $Al_2O_3-SO_3-H_2O$ at 298 K. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46(1): 681-692.
- Nordstrom DK, Wilde FD (1998). *Reduction-oxidation potencial (electrode method)*. En: Field measurements, Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. vol. 9, cap. A6. 20 pp

- Nordstrom DK, Alpers CN (1999). Geochemistry of acid mine waters. En: *The environmental geochemistry of mine waters*. Rev. Econ, geol., 6A: 133-160.
- Olías M, Nieto JM, Sarmiento AM, Cerón JC, Cánovas CR (2004). Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: The Odiel river (south west Spain). *Science of the Total Environment*, 333: 267-281.
- Olías M, Cánovas CR, Nieto JM, Sarmiento AM (2006). Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers (South West Spain). *Applied Geochemistry*, 21:1733-1749.
- Olías M, Nieto JM, Sarmiento AM, Cánovas CR, Galván L (2011). Water Quality in the Future Alcolea Reservoir (Odiel River, SW Spain): A clear Example of the Inappropriate Management of Water Resources in Spain. *Water Resources Management*, 25(1): 201-215.
- Overton DE (1966). Muskingum flood routing of upland streamflow. *Journal of Hydrology*, 4: 185-200.
- Penman HL (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. Londres*, A193: 120-146.
- Penman HL (1956). Evaporation: An introductory survey. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 4: 7-29.
- Pérez-López R, Nieto JM, López-Cascajosa MJ, Díaz-Blanco MJ, Sarmiento AM, Oliveira V, Sánchez-Rodas D (2011). Evaluation of heavy metals and arsenic speciation discharged by the industrial activity on the Tinto-Odiel estuary, SW Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2): 405-411.
- Pinedo Vara I. (1963). Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Summa, Madrid, España. 1003 pp.
- Press WH, Flannery BP, Teukolsky SA, Vetterling WT (1992). *Numerical Recipe, The Art of Scientific Computation*. En: 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Priestley CHB, Taylor RJ (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Mon. Weather Rev.*, 100: 81-92.
- Raper J, Livingstone D (1995). Development of a geomorphological spatial model using object-orientated design. *International Journal of Geographical Information System*, 9(4): 359-383.
- Ritchie JT (1972). A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research*, 8: 1204-1213.

- Rodrigo FS, Esteban-Parra MJ, Pozo-Vázquez D, Castro-Díez Y (1999). A 500-year precipitation record in Southern Spain. *Int. J. Climatol.*, 19: 1233-1253.
- Rodríguez-Puebla C, Encinas AN, Nieto S, Garmendia J (1998). Spatial and temporal patterns of annual precipitation variability over the Iberian Peninsula. *Int. J. Climatol.*, 18: 299-316.
- Sáez R, Almodovar GR, Pascual E (1996). Geological constraints on the massive sulphide genesis in the Iberian Pyrite Belt. *Ore Geology Reviews*, 11:429-451.
- Sáez R, Pascual E, Toscazo M, Almodovar GR (1999). The Iberian type of volcano-sedimentary massive sulphide deposits. *Mineralium Deposita*, 34: 549-570.
- Sáinz A, Grande JA, De la Torre ML (2003). Análisis of the impact of local corrective measures on the input of contaminants from the Odiel river to the Ría de Huelva (Spain). *Water, Air and Soil Pollution*, 144(1-4): 375-389.
- Sala M, Gay R (1981). Algunos datos morfométricos de la cuenca del Isábena. *Notes de Geografía Física 4*. Departamento de Geografía, Universidad de Barcelona, 41-65.
- Sánchez España J, López-Pamo E, Santofimia E, Reyes J, Martín-Rubí JA (2006). The natural attenuation of two acidic effluents in Tharsis and La Zarza Perrunal mines (Iberian Pyrite Belt, Huelva, Spain). *Environmental Geology*, 49: 253-266.
- Sánchez-Toribio MI (1992). Métodos para el estudio de la evaporación y evapotranspiración. *Cuadernos Técnicos de la SEG*, N° 3: 3-35.
- Sangrey DA, Harrop-Williams KO, Klaiber JA (1984). Predicting ground-water response to precipitation. *ASCE J. Geotech. Eng.*, 110(7):957-975.
- Sarmiento AM (2007). Estudio de la contaminación por drenajes ácidos de minas de las aguas superficiales en la cuenca del río Odiel (SO España). Tesis Doctoral, Universidad de Huelva, 395 pp.
- Sarmiento AM, Nieto JM, Olías M, Cánovas CR (2009a). Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*, 24(4): 697-714.
- Sarmiento AM, Olías M, Nieto JM, Cánovas CR, Delgado J (2009b). Natural attenuation processes in two water reservoirs receiving acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, 407: 2051-2062.
- Saxton KE, Rawls WJ, Romberger JS, Papendich RI (1986). Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Science Society of American Journal*, 50: 1031-1036.

- Schermerhorn LJG (1971). An outline stratigraphy of the Iberian Pyrite Belt. *Boletín Geológico y Minero*, 82: 139-368.
- Schumm SA (1956). A tentative classification of river channel. *US Geol. Survey Circular*, 477.
- Shadeed S, Almasri M (2010). Application of GIS-based SCS-CN method in West Bank catchments, Palestine. *Water Science and Engineering*, 3(1): 1-13.
- Singer PC, Stumm W (1970). Acidic mine drainage: the rate determining step. *Science*, 167: 1121-1123.
- Smedema LK, Rycroft DW (1983). *Land drainage-planning and design of agricultural drainage systems*. En: Cornell University Press, Ithica, NY.
- SCS, Soil Conservation Service (1964). *Flodd routing, Sección 4*. En: National Engineering Handbook. SCS, Washington, DC.
- SCS, Soil Conservation Service (1972). *Hydrology, Sección 4*. En: National Engineering Handbook. SCS, Washington, DC.
- Starkey RL (1945). Transformations of iron by bacterial in water. *Journal of the American Water Works Association*, 37(10): 963-984.
- Strahler AN (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. En: Handbook of applied hydrology. Mc Graw Hill. Nueva Cork. 4: 40-74.
- Strauss GK (1970). Sobre la geología de la provincia piritífera del suroeste de la Península Ibérica y de sus yacimientos, en especial sobre la mina de pirita de Lousal (Portugal). En: *Memoria del Instituto Geológico de España*, 77. 266 pp.
- Sullivan AB, Drever JI (2001). Spatiotemporal variability in stream chemistry in a high-elevation catchment affected by mine drainage. *Journal of Hydrology*, 252: 237-250.
- Taylor BE, Wheeler MC, Nordstrom DK (1984). Stable isotope geochemistry of acid mine drainage: Experimental oxidation of pyrite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48. 2669-2678.
- Témez JR (1991). Extended and Improved Rational Method. Version of the Highways Administration of Spain. En: *Proc. XXIV Congress*. Madrid, España. A: 33-40.
- Témez JR (2003). Facetas del cálculo Hidrometeorológico y Estadístico de Caudales Máximos. *Revista de obras Públicas*. 3430: 47-51.
- Thiessen AH (1911). Precipitation averages for large areas. *Monthly Weather Review*, 39(7): 1082-1084.
- Thorntwaite CW (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev*, 38: 55-94.

- Turc L (1961). Evaluation des besoins en eau d'irrigation, evapotranspiration potentielle. *Ann Agron.*, 12: 13-49.
- Wagener T, Wheather HS, Gupta HV (2004). *Rainfall-runoff Modelling in Gauged and Ungauged Catchment*. Imperial College Press, Londres. 306 pp.
- Webster JG, Swedlund PJ, Webster KS (1998). Trace metal adsorption into an acid mine drainage iron(II) oxihydroxysulfate. *Environmental Science and Technology*, 32: 1361-1368.
- White KL, Chaubey I (2005). Sentivity analysis, calibration, and validation for a multisite and multivariable SWAT model. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 41(5): 1077-1089.
- Willimas JR (1969). Flood routing with variable travel time or varible storage coefficients. *Transactionn of ASAE*, 12(1): 100-103.
- Williams JR, Hann RW (1973). HYMO, a problem-oriented computer language for building hydrologic models. *Water Resources Research*, 8(1): 79-85.
- Zänker H, Moll H, Richter W, Brendler V, Hennih C, Reich T, Kluge A, Huttin G (2002). The colloid chemistry of acid rock drainage solution from an abandoned Zn-Pb-Ag mine. *Applied Geochemistry*, 17: 633-648.

ANEXOS

Anexo 1. Relación de Figuras

Anexo 2. Relación de Tablas

Anexo 3. Relación de artículos publicados
relacionados con la temática de la Tesis

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

Figura I.1. Marco geográfico del río Odiel.	5
Figura I.2. Cuenca del río Odiel hasta Gibraleón.	6
Figura I.3. Distribución del uso urbano (Agencia Andaluza del Agua, 2011).	9
Figura I.4. Esquema geológico de la cuenca del río Odiel (Modificado de Alonso <i>et al.</i> , 1999).	14
Figura I.5. Fotografía del río Odiel tras su unión con el arroyo Agrio procedente de Riotinto. Se observan las coloraciones amarillentas y rojizas típicas de los cauces afectados por AMD.	21
Figura I.6. Sales evaporíticas depositadas en el cauce del arroyo Los Peces, afluente de la rivera del Olivargas (la anchura de la fotografía es de unos 20 cm).	22
Figura I.7. Impacto de la contaminación por AMD en la red fluvial del río Odiel. Se indica la localización de las principales minas (modificado de Sarmiento, 2007).	23
Figura I.8. Rivera del Olivargas en el puente del Hierro. Se observan a la derecha las escombreras de la mina de Cueva de la Mora.	24
Figura I.9. Río Oraque durante el estiaje antes de su confluencia con el Odiel.	26
Figura I.10. Río Odiel en el puente de los Cincos Ojos, tras su unión con el río Agrio.	28

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

Figura II.1 Ilustración conceptual de las relaciones entre la incertidumbre del parámetro de entrada y la predicción de la incertidumbre (Abbaspour, 2009).	58
Figura II.2. Diagrama del proceso de modelización con SWAT.	67
Figura II.3. Localización de las estaciones de aforo usadas en el estudio.	69
Figura II.4. Estación de aforo de Gibraleón y detalle de su escala limnimétrica.	70
Figura II.5. Estación de aforos del río Odiel en Sotiel; se observa la caseta y el tubo del limnígrafo en el primer pilar por la derecha.	71
Figura II.6. Detalle de la nueva estación de aforo de la red SAIH del río Odiel en Sotiel, se puede ver el canal de estiaje.	71
Figura II.7. Ficha técnica de la estación de aforo 4158 en el río Chanza.	72
Figura II.8. Ficha técnica de la estación de aforo 4160 en el río Arochete.	73

Figura II.9. Ficha técnica de la estación de aforo 4156 en el río Múrtigas.	73
Figura II.10. Localización de los puntos en los que se han realizados aforos con micromolinete.	74
Figura II.11. Aforo con molinete en un pequeño curso fluvial.	75
Figura II.12. Mapa de localización de los data-loggers y barodivers.	76
Figura II.13. Fotografías de los CTD diver y baro-diver de Schlumberger®.	77
Figura II.14. Detalle de la instalación de los data-loggers en los distintos puntos.	78

CAPÍTULO III. CLIMATOLOGÍA

Figura III.1. Ubicación de las estaciones pluviométricas consideradas en este estudio.	89
Figura III.2. Ejemplo de la obtención de la recta de regresión entre dos estaciones pluviométricas (datos en décimas de milímetros).	91
Figura III.3. Ejemplos de la aplicación del método de dobles masas (datos en milímetros).	92
Figura III.4. Relación entre la precipitación media anual y la altitud de la estación pluviométrica.	93
Figura III.5. Mapa de isoyetas y distribución hipsográfica de la cuenta a partir del modelo digital del terreno (m).	94
Figura III.6 Evolución de la precipitación durante el periodo 1980/81 a 2009/10 (la línea horizontal corresponde a la media: 738 mm).	96
Figura III.7. Desviaciones anuales acumuladas durante el periodo 1980/81 a 2009/10.	96
Figura III.8. Valores medios de la distribución mensual media de las precipitaciones para el periodo de 1980 a 2010.	97
Figura III.9. Ubicación de las estaciones termométricas.	98
Figura III.10. Ejemplo de la recta de regresión entre dos estaciones termométricas, para el periodo de 1980 a 2010(temperatura máxima, datos en décimas de grados).	100
Figura III.11. Ejemplo de la recta de regresión entre dos estaciones termométricas, para el periodo de 1980 a 2010 (temperatura mínima, datos en décimas de grados).	100
Figura III.12. Relación entre la altitud y la temperatura mínima, media y máxima.	102
Figura III.13. Mapa de isotermas de temperatura media anual.	103
Figura III.14. Variación de la temperatura media anual durante el periodo de 1980/81 a 2009/10 (la línea horizontal corresponde la temperatura media anual del todo el periodo, cuyo valor fue de 17.4 °C).	103

Figura III.15. Evolución de los valores medios mensuales de la temperatura mínima, media y máxima para el periodo de 1980 a 2010.	104
Figura III.16. Componentes de la radiación, R_a : radiación extraterrestre, R_s : radiación solar, R_{nc} : radiación neta de onda corta, R_l : radiación de onda larga, R_{nl} : radiación neta de onda larga y α : albedo (Allen <i>et al.</i> , 2006).	109
Figura III.17. Localización de las Estaciones Agroclimáticas utilizadas (en gris cuenca del río Odiel hasta Gibraleón).	114
Figura III.18. Valores medios anuales de ETP, calculados por los métodos de Penman (P), de FAO-Penman-Monteith (FAO), de Hargreaves (HAR), de Thornthwaite, de Turc (TURC) y de Priestley-Taylor (P-T).	117
Figura III.19. Representación de los valores de ETP anuales por los métodos de Hargreaves y de FAO Penman-Monteith.	119
Figura III.20. ETP mensual de cada estación calculada por los distintos métodos: Penman (P), FAO-Penman-Monteith (FAO), Hargreaves (HAR), Thornthwaite, Turc (TURC) y Priestley-Taylor (P-T).	120

CAPÍTULO IV. HIDROLOGÍA

Figura IV.1. Red hidrográfica de la cuenca del río Odiel.	128
Figura IV.2. Curvas hipsográfica de: a) cuenca del río Odiel, b) cabecera del río Odiel, c) cuenca de la rivera del Olivargas, d) cuenca del río Oraque y e) cuenca del río Meca.	133
Figura IV.3. Rectángulos equivalentes de la cuenca del río Odiel y de las subcuencas estudiada.	135
Figura IV.4. Mapa de pendientes de la cuenca del río Odiel.	137
Figura IV.5. Histogramas de pendientes de las cuencas estudiadas.	137
Figura IV.5. Continuación.	138
Figura IV.6. Perfiles longitudinales: a) del río Odiel, b) de la cabecera del río Odiel, c) de la rivera del Olivargas, d) del río Oraque y e) del río Meca.	140
Figura IV.7. Jerarquización de las cuencas estudiadas según el método de Strahler.	142
Figura IV.8. Representación gráfica de la ley del número de cauces y de la ley de la longitud de los cauces, para el conjunto de la cuenca y de las subcuencas individuales.	144
Figura IV.8. Continuación.	145
Figura IV.9. Evolución del caudal diario del río Odiel en la estación de aforo de Gibraleón.	148
Figura IV.10. Aportaciones medias mensuales del río Odiel en la estación de aforo Gibraleón (la línea naranja corresponde a la media mensual de 37 hm ³ /mes).	149

Figura IV.11. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo de Gibraleón).	149
Figura IV.12. Evolución del caudal diario del río Odiel en la estación de aforo de Sotiel.	150
Figura IV.13. Evolución del caudal diario del río Odiel en Sotiel (estación de aforo SAIH).	150
Figura IV.14. Evolución del caudal diario aportado al embalse del Sancho.	151
Figura IV.15. Aportaciones medias mensuales en el embalse del Sancho (la línea naranja corresponde a la media mensual de 4.67 hm ³ /mes).	151
Figura IV.16. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (embalse del Sancho).	152
Figura IV.17. Evolución del caudal diario en la estación de aforo 4158 del río Chanza.	153
Figura IV.18. Aportaciones medias en la estación 4158 de la cabecera del río Chanza (la línea naranja corresponde a la media mensual de 0.88 hm ³ /mes).	153
Figura IV.19. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4158).	154
Figura IV.20. Evolución del caudal diario del río Arochete en la estación de aforo 4160.	154
Figura IV.20. Continuación.	155
Figura IV.21. Aportaciones medias mensuales en la estación de aforo 4160 del río Arochete (la línea naranja corresponde a la media mensual de 0.38 hm ³ /mes).	155
Figura IV.22. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4160).	156
Figura IV.23. Evolución del caudal diario en la estación de aforo 4156 del río Múrtigas.	157
Figura IV.24. Aportaciones medias mensuales en la estación de aforo 4156 del río Múrtigas (la línea naranja corresponde a la media mensual de 0.97 hm ³ /mes).	157
Figura IV.25. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4156).	158
Figura IV.26. Evolución del caudal diario del río Caliente (estación de aforo 4157).	158
Figura IV.27. Aportaciones medias mensuales en la estación de aforo 4157 del río Caliente (la línea naranja corresponde a la media mensual de 1.63 hm ³ /mes).	159
Figura IV.28. Relación entre el caudal, ordenado de menor a mayor, y la frecuencia con la cual es superado durante el periodo de estudio (estación de aforo 4157).	159

CAPÍTULO V. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA

Figura V.1. Mapa de elevaciones de la cuenca del río Meca.	165
---	-----

Figura V.2. Mapa de subcuencas, outlets, punto de muestreo y estaciones climatológicas en el río Meca.	166
Figura V.3. Mapa de uso del suelo de la cuenca del río Meca.	167
Figura V.4. Mapa de tipos de suelo de la cuenca del río Meca.	168
Figura V.5. Mapa de pendientes de la cuenca del río Meca.	169
Figura V.6. Relación entre el caudal simulado y observado de la cuenca del río Meca.	174
Figura V.7. Evolución del caudal diario simulado y observado, para el periodo de calibración con SWAT-CUP en la cuenca del río Meca.	174
Figura V.7. Continuación.	175
Figura V.8. Relación entre las aportaciones mensuales simuladas y observadas de la cuenca del río Meca.	176
Figura V.9. Representación de las aportaciones mensuales, simuladas y observadas, para el periodo de 1982/83 a 1999/00 (Río Meca).	177
Figura V.10. Evolución mensual de la diferencia entre valores observados y simulados en la cuenca del río Meca.	177
Figura V.11. Evolución del caudal diario simulado y observado, para el periodo de validación en la cuenca del río Meca.	178
Figura V.12. Aportaciones mensuales para el periodo de validación en la cuenca del río Meca.	179
Figura V.13. Representación esquemática del balance hídrico anual de la cuenca del río Meca.	179
Figura V.14. Ubicación de la estación climatológica de Puebla de Guzmán en la cuenca del río Meca.	180
Figura V.15. Evolución del caudal diario del año seco (2003/04), para los distintos métodos de cálculo de la ETP usados (HAR: Hargreaves, PEN: Penman; FAO: FAO Penman-Monteith; TURC: Turc, THO: Thornthwaite; PT: Priestley-Taylor).	182
Figura V.16. Evolución del caudal diario del año medio (2005/06), para los distintos métodos de cálculo de la ETP usados (HAR: Hargreaves, PEN: Penman; FAO: FAO Penman-Monteith; TURC: Turc, THO: Thornthwaite; PT: Priestley-Taylor).	182
Figura V.17. Evolución del caudal diario del año húmedo (2002/03), para los distintos métodos de cálculo de la ETP usados (HAR: Hargreaves, PEN: Penman; FAO: FAO Penman-Monteith; TURC: Turc, THO: Thornthwaite; PT: Priestley-Taylor).	183
Figura V.18. Mapa de elevaciones de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	184
Figura V.19. Curva hipsométrica de la cuenca del río Chanza.	184
Figura V.20. Curva hipsométrica de la cuenca del río Arochete.	185
Figura V.21. Mapa de las subcuencas de los ríos Chanza y Arochete, outlets y estaciones de	186

aforo.

Figura V.22. Mapa de uso del suelo de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	187
Figura V.23. Mapa de tipos de suelo de las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	188
Figura V.24. Mapa de pendientes de la cuenca de los ríos Chanza y Arochete.	189
Figura V.25. Ubicación de las estaciones climatológicas en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	190
Figura V.26. Litología de la cuenca de los ríos Chanza y Arochete.	192
Figura V.27. Evolución del caudal diario observado y simulado para el periodo de calibración del río Chanza.	194
Figura V.27. Continuación.	195
Figura V.28. Evolución del caudal diario observado y simulado para el periodo de calibración del río Arochete.	195
Figura V.29. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas, para el periodo 1994/2005 en el río Chanza.	198
Figura V.30. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas, para el periodo 1991/1999 en el río Arochete.	198
Figura V.31. Evolución del caudal diario y simulado, para el periodo de validación en el río Chanza.	199
Figura V.32. Evolución del caudal diario y simulado, para el periodo de validación en el río Arochete.	200
Figura V.33. Mapa de elevación de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	201
Figura V.34. Curva hipsométrica de la subcuenca del río Múrtigas.	201
Figura V.35. Curva hipsométrica de la subcuenca del río Caliente.	202
Figura V.36. Mapa de subcuencas de los ríos Múrtigas y Caliente, outlets y estaciones de aforo.	203
Figura V.37. Mapa de uso del suelo de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	204
Figura V.38. Mapa de tipos de suelo de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	205
Figura V.39. Mapa de pendientes de la cuenca de los ríos Múrtigas y Caliente.	206
Figura V.40. Ubicación de las estaciones climatológicas en las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	207
Figura V.41. Litología de la cuenca de los ríos Múrtigas y Caliente.	210
Figura V.42. Evolución del caudal diario observado y simulado, para el periodo de calibración en la cuenca del río Múrtigas.	211

Figura V.43. Evolución del caudal diario observado y simulado, para el periodo de calibración en la cuenca del río del Caliente.	212
Figura V.44. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas durante el periodo de validación, en el río Múrtigas.	213
Figura V.45. Evolución del caudal diario observado y simulado para la validación del río Múrtigas.	213
Figura V.45. Continuación.	214
Figura V.46. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas durante el periodo de validación en el río Caliente.	214
Figura V.47. Evolución del caudal diario observado y simulado para la validación del río Caliente.	214
Figura V.48. Representación esquemática del balance hídrico anual del río Múrtigas.	215
Figura V.49. Representación esquemática del balance hídrico anual del río Caliente.	216
Figura V.50. Mapa de subcuencas del río Odiel, outlets y puntos con datos de caudal.	217
Figura V.51. Mapa de uso del suelo de la cuenca del río Odiel.	218
Figura V.52. Mapa de tipos de suelo de la cuenca del río Odiel.	219
Figura V.53. Ubicación de las estaciones climatológicas de la cuenca del río Odiel.	220
Figura V.54. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel calculada por SWAT.	223
Figura V.55. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel, calculada por SWAT utilizando bandas de elevación.	225
Figura V.56. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel, según el método de los polígonos de Thiessen.	225
Figura V.57. Distribución de la precipitación en la cuenca del río Odiel, según el método de distancias inversas al cuadrado (IDW).	226
Figura V.58. Distribución espacial de la precipitación en la cuenca del río Odiel, a partir del kriging con tendencia externa (KED).	226
Figura V.59. Comparación de los resultados obtenidos mediante SWAT y por la metodología propuesta para diferentes valores de $EL_{band} - EL_{gage}$. Los gráficos fueron obtenidos con $pcp_{year} = 850$ mm, $plaps = 780$ mm/km y $days_{pcp,year} = 60$.	230
Figura V.60. Diferencia entre los valores obtenidos por SWAT y la metodología propuesta frente a la cantidad de precipitación para distintos valores de $EL_{band} - EL_{gage}$ (100, 250, 500 y 1000 m), $pcp_{year} = 850$ mm, $plaps = 780$ mm/km y $days_{pcp,year} = 60$.	230
Figura V.61. Comparación de alguno de los registros de los pluviómetros con los valores calculados por la metodología usada por SWAT y la propuesta en la Tesis.	231
Figura V.62. Relación entre la precipitación anual y los días de precipitación en el	233

pluviómetro 4514.

Figura V.63. Ejemplo de la diferencia entre el valor anual obtenido mediante SWAT y la metodología propuesta en las subcuencas del río Odiel. ($pcp_{year} = 768$ mm, $plaps = 780$ mm/km, $days_{pcp,year} = 65$, $EL_{band} - EL_{gage} = 225$). 233

Figura V.64. Correlación entre el caudal simulado y observado, en la cuenca del río Odiel. 235

Figura V.65. Evolución del caudal diario observado y simulado, para el periodo de calibración del río Odiel. 236

Figura V.65. Continuación. 237

Figura V.66. Representación de las aportaciones mensuales simuladas y observadas en el río Odiel. 237

Figura V.67. Correlación entre las aportaciones mensuales simuladas y las observadas en el río Odiel. 238

Figura V.68. Evolución mensual de la diferencia entre los valores mensuales simulados y observados. 238

Figura V.69. Evolución del caudal diario simulado y observado, para el periodo de validación del río Odiel. 240

Figura V.70. Representación de las aportaciones mensuales para el periodo de validación para el río Odiel. 241

Figura V.71. Representación esquemática del balance hídrico anual del río Odiel. 241

CAPÍTULO VI. CÁLCULO DE LA CARGA CONTAMINANTE

Figura VI.1. Mapa de localización de los puntos de muestreo (en rojo, tramos afectados por AMD). 251

Figura VI.2. Red de drenaje del río Meca y situación de los puntos de control analítico (las minas de Tharsis incluyen una amplia zona con las cortas de Filón Norte, Filón Centro y Filón Sur, y Sierra Bullones). 252

Figura VI.3. Fotografía de la instalación del data-logger el 28 de abril de 2009. 253

Figura VI.4. Fotografía del data-logger del río Meca el 14 de octubre de 2009; se observa el cauce totalmente seco y la precipitación de sales evaporíticas de color blanco. 253

Figura VI.5. Curva de gastos del río Meca en el punto de control 88. 254

Figura VI.6. Evolución del caudal y la conductividad eléctrica a partir del data-logger en el río Meca. Se muestra también la conductividad eléctrica corregida (ver texto) y la determinada en los muestreos puntuales. 255

Figura VI.7. Relación entre la conductividad eléctrica medida con el data-logger y la registrada en las muestras en el río Meca. En el cálculo de la recta de regresión mostrada no 257

se incluyen los datos de mayo y junio de 2010.

Figura VI.8. Relación entre los datos diarios de la conductividad eléctrica y del caudal en el río Meca. Los puntos azules corresponden a los valores hasta diciembre de 2009 y los cuadrados rojos a los valores a partir de enero de 2010.	258
Figura VI.9. Relaciones entre la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de elementos, en el río Meca.	258
Figura VI.9. Continuación.	259
Figura VI.9. Continuación.	260
Figura VI.10. Análisis de componentes principales de las muestras del río Meca.	261
Figura VI.11. Algunos ejemplos de relaciones entre la conductividad eléctrica y la concentración para los distintos periodos hidrogeoquímicos considerados en el río Meca. Los cuadrados representan las muestras de 2010 y los círculos las de 2009.	263
Figura VI.12. Algunas relaciones entre el caudal simulado y la concentración del río Meca.	265
Figura VI.12. Continuación.	266
Figura VI.9. Continuación.	267
Figura VI.13. Carga de elementos mayoritarios transportada por el río Meca para el año 2009/10, calculada a partir del caudal (Q) y la conductividad eléctrica (CE).	268
Figura VI.14. Carga de elementos minoritarios transportada por el río Meca para el año 2009/10, calculada a partir del caudal (Q) y la conductividad eléctrica (CE).	268
Figura VI.15. Carga media de elementos mayoritarios transportada por el río Meca para todo el periodo y la carga calculada para el año hidrológico 2009/10, calculada a partir del caudal (Q).	270
Figura VI.16. Carga media de elementos minoritarios transportada por el río Meca para todo el periodo y la carga calculada para el año hidrológico 2009/10, calculada a partir del caudal (Q).	270
Figura VI.17. Detalle de la subcuenca del Olivargas.	275
Figura VI.18. Rivera del Olivargas en el punto de muestreo; pueden observarse las escombreras de la antigua mina de Cueva de la Mora.	276
Figura VI.19. Arroyo Los Peces cerca del punto de muestreo (20 de agosto de 2009); pueden observarse las sales evaporíticas depositadas en el cauce del río.	276
Figura VI.20. Fotografía del cauce del barranco del Herrerito en el punto de muestreo.	277
Figura VI.21. Fotografía de detalle de la instalación del data-logger en la rivera del Olivargas.	278
Figura VI.22. Evolución del nivel de agua registrado con el data-logger y del nivel observado en la rivera del Olivargas.	278
Figura VI.23. Evolución del nivel del agua registrado con el data-logger en la rivera del	279

Olivargas y la precipitación de la estación 4562 (Almonaster la Real).

- Figura VI.24.** Evolución diaria del nivel del agua, y del caudal simulado; también se muestran los aforos puntuales. 279
- Figura VI.25.** Evolución del nivel y la conductividad eléctrica registrada con el data-logger y la medida en los muestreos puntuales, en la rivera del Olivargas. 280
- Figura VI.26.** Relación entre la conductividad eléctrica registrada con el data-logger y la medida en los muestreos puntuales en la rivera del Olivargas. 281
- Figura VI.27.** Relaciones entre la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de elementos en la rivera del Olivargas. 283
- Figura VI.27.** Continuación. 284
- Figura VI.27.** Continuación. 285
- Figura VI.28.** Relaciones entre la concentración de elementos y el pH en la rivera del Olivargas. 285
- Figura VI.28.** Continuación. 286
- Figura VI.29.** Análisis de componentes principales de las muestras de la rivera del Olivargas (los meses con dos muestras se indican como a y b en la figura de las observaciones). 287
- Figura VI.30.** Relaciones de la concentración de elementos y la conductividad eléctrica para las distintas condiciones hidrogeoquímicas diferenciadas en la rivera del Olivargas. Los círculos representan las muestras influidas por vertidos neutralizados, los cuadrados el resto de muestras. 288
- Figura VI.31.** Algunas relaciones entre la concentración de elementos y el caudal simulado en la rivera del Olivargas. 290
- Figura VI.31.** Continuación. 291
- Figura VI.32.** Carga de los elementos mayoritarios (Ca, Mg, Mn, Na, y sulfato en ton/año) y minoritarios (Ba y Sr en kg/año) en el río Olivargas a partir de las relaciones con el caudal (Q) y la conductividad eléctrica (CE). 292
- Figura VI.33.** Localización del data-logger (flecha roja) en el arroyo Los Peces. 293
- Figura VI.34.** Evolución diaria del nivel del agua y la conductividad eléctrica medida con el data-logger y determinada en los muestreos puntuales. 293
- Figura VI.35.** Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal simulado y la concentración de elementos en el Arroyo Los Peces. 295
- Figura VI.35.** Continuación. 296
- Figura VI.35.** Continuación. 297
- Figura VI.36.** Algunos ejemplos de relaciones entre caudal simulado por SWAT y la concentración de elementos en el punto 26 en el arroyo Los Peces. 298

Figura VI.36. Continuación.	299
Figura VI.36. Continuación.	300
Figura VI.37. Gráfico de barras de la carga de elementos mayoritarios (Al, Ca, Mg, Mn, Na, Zn y sulfato en ton/año) y minoritarios (Cd, Co, Li, y Ni en kg/año) en el arroyo Los Peces (datos analíticos de 2009/10) y en el punto 26 (datos analíticos de 2002-2004).	301
Figura VI.38. Evolución diaria del nivel de agua y la conductividad eléctrica, medida con el data-logger y la determinada en las muestras puntuales, en el barranco del Herrerito.	302
Figura VI.39. Fotografía de los precipitados sobre el data-logger.	302
Figura VI.40. Fotografía de detalle de las sales precipitadas en el cauce del arroyo Herrerito (mayo de 2009, la foto se corresponde con un tamaño real de unos 20 cm).	303
Figura VI.41. Evolución del nivel de agua, del caudal obtenido de SWAT y de los aforos puntuales, en el barranco del Herrerito.	303
Figura VI.42. Algunos ejemplos de relaciones del caudal simulado y la concentración, para el barranco del Herrerito.	305
Figura VI.42. Continuación.	306
Figura VI.43. Río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.	311
Figura VI.44. Evolución del nivel del agua y la conductividad eléctrica registrada en el data-logger y la determinada en los muestreos puntuales en el río Odiel, en el puente de los Cinco Ojos.	312
Figura VI.45. Caudal simulado, aforos puntuales y nivel registrado con el data-logger en el río Odiel en el Puente de los Cinco Ojos durante el año 2009/10.	312
Figura VI.46. Relación entre los valores diarios de nivel del agua y caudal simulado.	313
Figura VI.47. Relación entre los valores de caudal simulado y aforado.	313
Figura VI.48. Análisis de componentes principales de las muestras de 2009/10, en el río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.	315
Figura VI.49. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal y la concentración de elementos para todas las muestras, en el río Odiel en el Puente de los Cinco Ojos.	315
Figura VI.49. Continuación.	316
Figura VI.50. Evolución diaria del nivel del agua y la conductividad eléctrica registrada por el data-logger y la determinada en los muestreos puntuales, en el río Odiel en Sotiel.	318
Figura VI.51. Evolución diaria del nivel y del caudal simulado.	318
Figura VI.52. Relación entre el nivel registrado en el data-logger y el caudal simulado durante el año 2009/10, en el río Odiel en Sotiel.	318
Figura VI.53. Análisis de componentes principales de las muestras de 2009/10, en el río Odiel en Sotiel.	321

Figura VI.54. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal y la concentración de elementos para todas las muestras en conjunto en el río Odiel en Sotiel.	321
Figura VI.54. Continuación.	322
Figura VI.54. Continuación.	323
Figura VI.55. Lugar de instalación del data-logger en el río Oraque.	324
Figura VI.56. Evolución diaria del nivel del agua y de la conductividad eléctrica medida con el data-logger y determinada en los muestreos puntuales en el río Oraque.	324
Figura VI.57. Evolución diaria del nivel y del caudal simulado.	325
Figura VI.58. Relación entre el nivel registrado en el data-logger y el caudal obtenido por SWAT, en el río Oraque.	325
Figura VI.59. Análisis de componentes principales de las muestras de 2009/10 en el río Oraque.	327
Figura VI.60. Representación gráfica de la concentración de elementos frente al caudal. Los cuadrados representan las muestras de 2009 y 2010, y los círculos las muestras de Sarmiento (2007).	328
Figura VI.61. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal simulado con SWAT y la concentración de elementos para las muestras de 2009/10, en el río Oraque.	329
Figura VI.61. Continuación.	330
Figura VI.62. Algunos ejemplos de relaciones entre el caudal simulado con SWAT y la concentración de elementos para las muestras de Sarmiento (2007), en el río Oraque.	331
Figura VI.62. Continuación.	332
Figura VI.63 Fotografía de la descarga de datos del data-logger de Gibraleón el 1 de febrero de 2010.	334
Figura VI.64. Relación entre los datos diarios de nivel del limnigrama y del data-logger en Gibraleón.	334
Figura VI.65. Evolución diaria del nivel del agua y la conductividad eléctrica medidos con el data-logger, corregida y la determinada en los muestreos puntuales.	335
Figura VI.66. Evolución de la conductividad eléctrica (CE) y el nivel del agua durante abril de 2010 en el data-logger de Gibraleón. El brusco descenso de finales de abril se produce por la lectura y limpieza del data-logger.	335
Figura VI.67. Análisis de componentes principales de las muestras del río Odiel en Gibraleón.	338
Figura VI.68. Algunos ejemplos de relaciones con la conductividad eléctrica en el río Odiel en Gibraleón. Los círculos representan las muestras de 2009 y los cuadrados las de 2010.	339
Figura VI.68. Continuación.	340
Figura VI.69. Evolución diaria del nivel del limnigrama y del caudal simulado por SWAT,	341

en el río Odiel en Gibraleón.

Figura VI.70. Algunos ejemplos de relaciones del caudal obtenido del limnigrama y la concentración de elementos, en el río Odiel en Gibraleón. 342

Figura VI.70. Continuación. 343

Figura VI.70. Continuación. 344

Figura VI.71. Algunos ejemplos del caudal obtenido con SWAT y las concentraciones de elementos, para el río Odiel en Gibraleón. 345

Figura VI.71. Continuación. 346

Figura VI.72. Carga de los elementos mayoritarios (Al, Ca, Mg, Mn, Si, Zn y sulfato en ton/año) y minoritarios (Be, Cd, Co, Li, Ni y Sr en kg/año) en el río Odiel en Gibraleón en el año 2009/10, calculados a partir de las relaciones con el caudal simulado y el conjunto de datos analíticos (Q SWAT) y con el caudal del limnigrama y datos analíticos de 2009/10 (Q limni).

Figura VI.73. Gráfico de barras en el que se comparan visualmente la carga de elementos para el periodo del 8 de enero hasta mediados de febrero, mayo y junio de 2010, a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica (CE), y a partir del caudal real (limnigrama) y el simulado con SWAT. 349

Figura VI.74. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, en el Arroyo Agrio. 352

Figura VI.75. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, en la rivera Escalada. 353

Figura VI.75. Continuación. 354

Figura VI.76. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración de elementos, en el río Odiel en el puente Santa Rosa. 355

Figura VI.76. Continuación. 356

Figura VI.77. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, en el arroyo los Coladeros. 357

Figura VI.78. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración en la rivera del Villar 358

Figura VI.78. Continuación. 359

Figura VI.79. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración para la cabecera del río Oraque. 360

Figura VI.79. Continuación. 361

Figura VI.80. Algunos ejemplos de relación entre el caudal simulado y la concentración, para el arroyo Agua Agria. 362

Figura VI.80. Continuación. 363

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

Tabla I.1. Municipios que pertenecen total o parcialmente a la cuenca del río Odiel (www.diphuelva.es). 7

Tabla I.2. Demandas de agua de uso doméstico y urbano en 2005. Fuente: Agencia Andaluza del Agua. 9

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

Tabla II.1. Valores por defecto de algunos parámetros considerados por el programa SWAT. 66

Tabla II.2. Código, nombre, coordenadas y río sobre el que se sitúan las estaciones foronómicas utilizadas. 68

Tabla II.3. Puntos en los que se han realizado aforos puntuales, coordenadas, periodo y número de medidas. 74

Tabla II.4. Código, situación, coordenadas y fecha de instalación de los data-loggers C: CTD-divers y B: Barodivers. 76

Tabla II.5. Rango de medida y precisión de los equipos. 77

Tabla II.6. Puntos de muestreos hidroquímicos, indicando el periodo de control y el número de muestras tomadas. 80

CAPÍTULO III. CLIMATOLOGÍA

Tabla III.1. Estaciones seleccionadas para el estudio pluviométrico. 88

Tabla III.2. Matriz de correlación entre las estaciones pluviométricas seleccionadas. 90

Tabla III.3. Ecuación de la recta de regresión entre parejas de estaciones utilizadas para completar las series de datos pluviométricos. 91

Tabla III.4. Altitud y precipitación media anual de las estaciones pluviométricas consideradas para el periodo 1980/2010. 92

Tabla III.4. Continuación. 93

Tabla III.5. Precipitación media anual en las estaciones pluviométricas analizadas, para el periodo 1980/81 a 2009/10 (mm). 95

Tabla III.6. Estaciones seleccionadas para el estudio de temperatura. 98

Tabla III.7. Matriz de correlación entre las distintas estaciones, para la temperatura máxima del periodo de 1980 a 2010. 99

Tabla III.8. Matriz de correlación entre las distintas estaciones, para la temperatura mínima del periodo de 1980 a 2010.	99
Tabla III.9. Ecuaciones de la recta de regresión entre parejas de estaciones termométricas (temperatura máxima).	101
Tabla III.10. Ecuaciones de la recta de regresión entre parejas de estaciones termométricas (temperatura mínima).	101
Tabla III.11. Temperatura media anual (máxima, media y mínima) y altitud de las estaciones termométricas, para el periodo de 1980 a 2010.	102
Tabla III.12. Código, nombre, coordenadas y periodo de tiempo de las estaciones.	115
Tabla III.13. Resumen de las medias anuales de los datos iniciales disponibles para calcular la ETP.	116
Tabla III.14: Valores de ETP medios anuales, calculados por los distintos métodos (mm/año).	116
Tabla III.15: Matriz de correlación de Pearson de la ETP media anual, calculada por los distintos métodos (Penman, FAO Penman-Monteith, Hargreaves, Thornthwaite, Turc y Priestley-Taylor).	118
Tabla III.16. Ejemplos de matrices de correlación de valores de ETP media mensual.	121

CAPÍTULO IV. HIDROLOGÍA

Tabla IV.1. Embalses de la cuenca del río Odiel (Confederación Hidrográfica del Guadiana).	127
Tabla IV.2. Resumen de las principales características morfométricas de la cuenca del río Odiel y las subcuencas diferenciadas.	129
Tabla IV.2. Continuación.	130
Tabla IV.3. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Odiel.	133
Tabla IV.4. Distribución hipsométrica de la cabecera de la cuenca del río Odiel.	133
Tabla IV.5. Distribución hipsométrica de la cuenca de la rivera del Olivargas.	134
Tabla IV.6. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Oraque.	134
Tabla IV.7. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Meca.	134
Tabla VI.8. Distribución de la superficie en función de la pendiente para las distintas cuencas estudiadas.	138
Tabla IV.9. Número de tramos analizados y su longitud.	142

CAPÍTULO V. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA

Tabla V.1. Número y superficie de las subcuencas del río Meca.	166
Tabla V.2. Relación de uso del suelo y su superficie en la cuenca del río Meca.	167
Tabla V.3. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.4. (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).	168
Tabla V.4. Valor de los índices estadísticos con los valores por defecto de la cuenca del río Meca.	170
Tabla V.5. Valores modificados de los parámetros empleados durante la calibración manual de la cuenca del río Meca.	171
Tabla V.6. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la calibración manual de la cuenca del río Meca.	172
Tabla V.7. Rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT –CUP para el río Meca.	173
Tabla V.8. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la calibración con SWAT-CUP para la cuenca del río Meca.	173
Tabla V.9. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la validación en la cuenca del río Meca.	178
Tabla V.10. Valores medios anuales de las componentes del balance hídrico de la cuenca del río Meca para todo el periodo de simulación (en mm).	179
Tabla V.11. Valores de DV resultado de la comparación de los distintos métodos de cálculo de la ETP, en relación al método de Hargreaves.	181
Tabla V.12. Distribución hipsométrica de la subcuenca del río Chanza.	185
Tabla V.13. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Arochete.	185
Tabla V.14. Número y superficies de las subcuencas del río Chanza y Arochete.	186
Tabla V.15. Usos del suelo en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	187
Tabla V.16. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.23. (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).	188
Tabla V.17. Rango de pendiente y porcentaje de superficie de cuenca.	189
Tabla V.18. Valores de los índices estadísticos a nivel diario con los valores por defecto de SWAT, en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	191
Tabla V.19. Valor de los parámetros para la calibración manual de las subcuencas de los ríos Chanza y Arochete.	191

Tabla V.20. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la calibración manual.	193
Tabla V.21. Valor del rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT-CUP, en las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	193
Tabla V.22. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la calibración con SWAT-CUP, las cuencas de los ríos Chanza y Arochete.	194
Tabla V.23. Valores de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la validación de la cuenca de los ríos Chanza y Arochete.	197
Tabla V.24. Distribución hipsométrica de la cuenca del río Múrtigas.	202
Tabla V.25. Distribución hipsométrica del la cuenca del río Caliente.	202
Tabla V.26. Número y superficie de las subcuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	203
Tabla V.27. Usos del suelo en las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	204
Tabla V.28. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.38 (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).	205
Tabla V.29. Rango de pendientes y porcentaje de superficie de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	206
Tabla V.30. Valores de los índices estadísticos en los ríos Múrtigas y Caliente, obtenidos a partir de los valores por defecto de SWAT.	208
Tabla V.31. Parámetros de la calibración manual para el río Múrtigas y rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT-CUP para el río Caliente.	209
Tabla V.32. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la calibración para los ríos Múrtigas y Caliente.	209
Tabla V.33. Valores de los índices estadísticos diario y mensual de la validación para las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente.	213
Tabla V.34. Balance hídrico medio anual de las cuencas de los ríos Múrtigas y Caliente (en mm).	215
Tabla V.35. Subcuencas consideradas en el modelo de la cuenca del río Odiel.	217
Tabla V.36. Usos del suelo en la cuenca del río Odiel y su superficie.	218
Tabla V.37. Características de las unidades de suelos diferenciadas en la Figura V.52 (CAD: capacidad de agua disponible; CHS: conductividad hidráulica saturada; DA: densidad aparente).	220
Tabla V.38. Precipitación media anual por subcuencas calculada por SWAT, por SWAT con bandas de elevación (SWAT _{EL}), por el método del Kriging con tendencia externa (KED), por el método de Thiessen (THI) y por el método de distancias inversas al cuadrado (IDW). Las diferencias representan el porcentaje en relación al método KED.	227
Tabla V.39. Valores de precipitación obtenidos de las rectas de regresión de la Figura V.61.	232

Tabla 40. Rango inicial, rango optimizado y valor optimizado de SWAT-CUP, para las subcuencas del río Odiel (excepto las situadas al norte y las del río Meca).	234
Tabla V.41. Valor de los índices estadísticos diario y mensual de la calibración con SWAT-CUP, de la cuenca del río Odiel.	235
Tabla V.42. Valor final de las variables tras el proceso de calibración para la cuenca del río Odiel.	239
Tabla V.43. Valor de los índices estadísticos a nivel diario y mensual de la validación del río Odiel.	239
Tabla V.44. Valores medios anuales de las componentes del balance hídrico de la cuenca del río Odiel para todo el periodo de simulación (en mm).	241
Tabla V.45. Subcuenca (Sub.), área (A), media diaria del caudal (Q), aportación media anual (Aport.), caudal específico (Q esp.), precipitación (Precip.) y evapotranspiración real (ETR), escorrentía superficial y subsuperficial (Qsup), y flujo base (Qsub). Valores medios anuales por subcuencas.	242

CAPÍTULO VI. CÁLCULO DE LA CARGA CONTAMINANTE

Tabla VI.1. Código, descripción, coordenadas, existencia de data-logger de los puntos de muestreo y número de muestras en cada periodo.	250
Tabla VI.2. Datos analíticos de los muestreos realizados en el río Meca durante los años 2009 y 2010.	256
Tabla VI.3. Cálculo de carga de elementos en el río Meca a partir de la conductividad eléctrica durante el año 2009/10.	264
Tabla VI.4. Valores de la carga transportada por el río Meca, calculada a partir de las relaciones caudal-concentración (Q) y a partir de la conductividad eléctrica (CE), durante el año hidrológico 2009/10.	269
Tabla VI.5. Carga media de elementos transportada por el río Meca obtenida a partir de las relaciones con el caudal simulado.	269
Tabla VI.7. Composición química del embalse del Sancho.	272
Tabla VI.8. Comparación de valores analizados (mínimo, media y máximo) y calculado en el embalse del Sancho.	273
Tabla VI.9. Carga media de elementos a la salida del embalse del Sancho.	274
Tabla VI.10. Datos analíticos de los muestreos realizados en la rivera del Olivargas durante los años 2009 y 2010.	282
Tabla VI.11. Cálculo de la carga de elementos a partir de la conductividad eléctrica para el río Olivargas. Los 4 primeros elementos están calculados mediante la distinción de dos condiciones hidrogeoquímicas.	289

Tabla VI.12. Cálculo de la carga de elementos transportada por la rivera del Olivargas en el año 2009/10, obtenida a partir de las relaciones con el caudal y valores obtenidos mediante la relación con la conductividad eléctrica (CE)	292
Tabla VI.13. Carga media de elementos en la rivera del Olivargas calculada a partir de las relaciones con el caudal.	292
Tabla VI.14. Datos analíticos de los muestreos realizados en el arroyo de Los Peces durante los años 2009 y 2010.	294
Tabla VI.14. Continuación.	295
Tabla VI.15. Carga de elementos transportados por el arroyo de Los Peces durante el año hidrológico 2009/10, obtenida a partir de las relaciones caudal-concentración.	297
Tabla VI.16. Carga media de elementos en el punto 26 a partir de los datos analíticos de Sarmiento (2007), y en el punto donde está instalado el data-logger del arroyo Los Peces, a partir de los datos analíticos de 2009/10.	300
Tabla VI.17. Carga media de elementos en el arroyo Los Peces a partir de las relaciones con el caudal.	301
Tabla VI.18. Datos analíticos de los muestreos realizados en el barranco del Herrerito durante los años 2009 y 2010.	304
Tabla VI.19. Carga media transportada y calculada para el año 2009/10 en el barranco del Herretito.	306
Tabla VI.20. Carga de media de elementos para la rivera del Olivargas, Los Peces y Herrerito, para el 2009/10.	307
Tabla VI.21. Concentración media de elementos para la rivera del Olivargas, el arroyo Los Peces y el barranco Herrerito.	308
Tabla VI.22. Concentración de elementos en el embalse del Olivargas.	308
Tabla VI.22. Continuación.	309
Tabla VI.23. Comparación de valores analizados y calculados en el embalse del Olivargas.	309
Tabla VI.24. Carga media de elementos en la salida del embalse del Olivargas, para todo el periodo simulado y para el año 2009/10.	310
Tabla VI.25. Datos analíticos del río Odiel en el puente de los Cinco Ojos durante los años 2009 y 2010.	313
Tabla VI.25. Continuación.	314
Tabla VI.26. Carga media de elementos calculada para el periodo 2009/10, en el río Odiel en el puente de los Cinco Ojos.	316
Tabla VI.27. Carga media transportada por el río Odiel en el puente de los Cincos Ojos.	317
Tabla VI.28. Datos analíticos de los muestreos realizados en el río Odiel en Sotiel durante los años 2009 y 2010.	320

Figura VI.29. Carga media de elementos calculada para todo el periodo y para el año 2009/10, en el río Odiel en Sotiel.	323
Tabla VI.30 Resumen de datos analíticos de los muestreos realizados en el río Oraque durante los años 2009 y 2010.	326
Tabla VI.31. Carga de elementos calculada a partir de la relación con el caudal simulado con SWAT para el periodo 2009/10, en el río Oraque.	333
Tabla VI.32. Carga media de elementos calculada a partir de la relación con el caudal simulado con SWAT, en el río Oraque.	333
Tabla VI.33. Datos analíticos de los muestreos realizados en el río Odiel en Gibraleón durante los años 2009 y 2010.	336
Tabla VI.33. Continuación.	337
Tabla VI.34. Carga de elementos en Gibraleón obtenida a partir de la conductividad eléctrica.	341
Tabla VI.35. Carga de elementos en Gibraleón calculada a partir de la correlación con el caudal obtenido del limnigrama para 2009/10.	344
Tabla VI.36. Carga de elementos del río Odiel en Gibraleón para 2009/10, calculada a partir de las relaciones con datos analíticos propios y los de Sarmiento (2007) y los caudales generados por SWAT.	347
Tabla VI.37. Carga de elementos para el periodo del 8 de enero hasta mediados de febrero, y mayo y junio de 2010, a partir de las relaciones con la conductividad eléctrica (CE) y con el caudal observado (limnigrama) y simulado (SWAT).	359
Tabla VI.38. Carga media de elementos calculada, en el río Odiel en Gibraleón.	350
Tabla VI.39. Comparación de la carga media de elementos contaminantes con los resultados obtenidos por Cánovas (2008) y Olías <i>et al.</i> (2006).	350
Tabla VI.40. Carga media de elementos y carga calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para el arroyo Agrio.	353
Tabla VI.41. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10, a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para la rivera Escalada.	354
Tabla VI.42. Carga media de elementos y la calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para el río Odiel en el puente Santa Rosa.	356
Tabla VI.43. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT para el arroyo los Coladeros.	368
Tabla VI.44. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10, a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para la rivera del Villar.	359
Tabla VI.45. Carga media de elementos y la carga calculada para 2009/10 a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para la cabecera del río Oraque.	361
Tabla VI.46. Carga media de elementos a partir de las relaciones con el caudal simulado con SWAT, para el arroyo Aguas Agrias.	363

Tabla VI.47. Resumen de la carga contaminante transportada por los distintos ríos y 364 arroyos durante el periodo 2009/10.

A3. RELACIÓN DE ARTÍCULOS PUBLICADOS RELACIONADOS CON LA TEMÁTICA DE LA TESIS

Galván L, Olías M, Fernández de Villarán JM, Domingo Santos JM, Nieto JM, Sarmiento AM, Cánovas CR (2009). Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. *Journal of Hydrology*, 377: 445-454.

Olías M, Nieto JM, Sarmiento AM, Cánovas CR, Galván L (2011). Water Quality in the Future Alcolea Reservoir (Oidel River, SW Spain): A clear Example of the Inappropriate Management of Water Resources in Spain. *Water Resources Management*, 25(1): 201-215.



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Hydrology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jhydrol

Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load

L. Galván^a, M. Olías^{a,*}, R. Fernandez de Villarán^b, J.M. Domingo Santos^b, J.M. Nieto^c, A.M. Sarmiento^c, C.R. Cánovas^a

^a Department of Geodynamics and Palaeontology, University of Huelva, Avda. Fuerzas Armadas, s/n 21071, Huelva, Spain

^b Department of Agroforestry Sciences, University of Huelva, Campus 'La Rábida', 21071, Palos de la Frontera (Huelva), Spain

^c Department of Geology, University of Huelva, Avda. Fuerzas Armadas, s/n 21071, Huelva, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 August 2008

Received in revised form 8 June 2009

Accepted 2 September 2009

This manuscript was handled by L. Charlet, Editor-in-Chief, with the assistance of Carlos Ayora, Associate Editor

Keywords:

AMD

Acid mine drainage

Odiel River

SWAT

Water quality

SUMMARY

The Meca River is highly contaminated by acid mine drainage coming from the Tharsis mining district, belonging to the Iberian Pyrite Belt. This river is regulated by the Sancho reservoir (58 hm³), with a pH close to 4.2. In this work, the load transported by the Meca River to the Sancho reservoir has been assessed. Due to the lack of streamflow data, the hydrological behaviour of the Meca River basin has been simulated using the SWAT model. The model has been calibrated against registered daily inflows of the Sancho reservoir (1982–2000), excluding the hydrological years 2000/2001 and 2001/2002 that were kept for the validation. The results were satisfactory; the evaluation coefficients for monthly calibration were: $r = 0.85$ (Pearson's correlation coefficient), $NSE = 0.83$ (Nash–Sutcliffe coefficient) and $DV = 1.08$ (runoff volume deviation). The main uncertainty was the calibration during low water because of the poor accuracy in the measurement of the inputs to the reservoir in these conditions. Discharge and dissolved concentration relationships for different elements were obtained from hydrochemical samplings, which allowed us to estimate the element pollutant load transported to the reservoir: 418 ton/year of Al, 8024 ton/year of SO₄, 121 ton/year of Zn, etc. Based on these loads, concentrations in the reservoir were calculated for some elements. Apart from Mn and Sr, good adjustment between calculated and measured values was observed ($\pm 20\%$ for Ca, Co, Li, Mg, Na, Ni, Zn and SO₄).

Capsule: Hydrological model combined with water quality data show how pollution by AMD can generate huge loads of contaminants acidifying streams and reservoirs.

© 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.

Introduction

The Odiel River drains materials from the Iberian Pyrite Belt, which has important massive sulfide deposits, with original reserves of 1700 million tons (Sáez et al., 1999). Mining activity at the IPB is around 5000 years old, although large-scale exploitation did not begin until the second half of the 19th century (Leblanc et al., 2000; Nocete et al., 2005). The legacy of this intense mining activity is kilometers of dug galleries, open mines, mine dumps, tailing dams, smelting wastes, etc. Pyrite (and associated sulphides) oxidation occurs in these materials, generating an acidic leachate with large amounts of sulphates and toxic metals, a process which is known as acid mine drainage (AMD).

As a result, the Odiel River basin (Fig. 1) is highly contaminated by AMD (Sánchez España et al., 2005; Cánovas et al., 2007;

Sarmiento et al., 2008). Although mining activity is nowadays very scarce, the Odiel River still carries large amounts of contaminants (Olías et al., 2006) due to the longevity nature of AMD contamination processes (Younger, 1997).

The Meca River, a tributary on the right margin of the Odiel River, is contaminated by AMD coming mainly from Tharsis mines, located to the north of the basin, and shows pH values close to 3.5 most part of the year. This river is regulated by the Sancho reservoir (with a storage capacity of 58 hm³), one of the most important in the province of Huelva (SW Spain) which, due to AMD discharge, shows a pH around 4.2. The reservoir water is mainly for industrial use, although it must be treated before use.

There are numerous examples of lakes and open mines acidified by acid mine drainage. However, as far as we know, there are not many cases worldwide of large reservoirs acidified by AMD:

- The acid mine waters from Iron Mountain (California, USA) flow through Spring Creek Reservoir (capacity of 7.2 hm³) and into Keswick Reservoir (29.3 hm³) on the Sacramento River. Iron Mountain was once the largest producer of Cu in

* Corresponding author. Address: Department of Geodynamics and Palaeontology, University of Huelva, Campus el Carmen, 21071 Huelva, Spain. Tel.: +34 959219864; fax: +34 959219440.

E-mail address: manuelolias@gyp.uhu.es (M. Olías).

Water Resour Manage (2011) 25:201–215
DOI 10.1007/s11269-010-9695-8

Water Quality in the Future Alcolea Reservoir (Odiel River, SW Spain): A Clear Example of the Inappropriate Management of Water Resources in Spain

**Manuel Olías · José Miguel Nieto ·
Aguasanta Miguel Sarmiento · Carlos Ruiz Cánovas ·
Laura Galván**

Received: 29 November 2009 / Accepted: 24 June 2010 /
Published online: 17 July 2010
© Springer Science+Business Media B.V. 2010

Abstract The Odiel River is located in southwestern Spain; the greater portion of its basin is composed of materials from the Iberian Pyrite Belt (IBP), an area with numerous massive sulfide deposits that have been highly exploited since the third millennium BC. As sulfides come into contact with the atmosphere due to mining activity, oxidation occurs, generating a highly toxic acidic leachate with large concentrations of sulfates and metals, a process which is known as acid mine drainage (AMD). As a result, the Odiel River and most of its tributaries are severely contaminated. The construction of two large dams in the Odiel River basin is planned. The most advanced project is that of the Alcolea reservoir, with a storage capacity of 274 hm³, whose construction has already begun, with a total budget of around €164 million. There are reasonable doubts about the final quality of the reservoir water, as this dam will regulate a river with a mean pH close to 3.5 and large concentrations of toxic elements. This paper analyzes the data of water quality in the Alcolea reservoir. The results show that the reservoir water will be acidic and not useful at all, although more specific studies are necessary to obtain the exact estimation of its hydrochemical characteristics. It seems unwise to start building the dam, which requires a large economic investment and will have a vast environmental impact, without first conducting these studies. This proves that water management in Spain is still based on political motivation rather than on technical criteria and good management of natural and economic resources.

M. Olías (✉) · C. R. Cánovas · L. Galván
Department of Geodynamics and Palaeontology, University of Huelva, Campus 'El Carmen',
21071, Huelva, Spain
e-mail: manuel.olias@dgyp.uhu.es

J. M. Nieto
Department of Geology, University of Huelva, Campus 'El Carmen', 21071, Huelva, Spain

A. M. Sarmiento
University of Cádiz, 11510, Puerto Real, Cádiz, Spain

