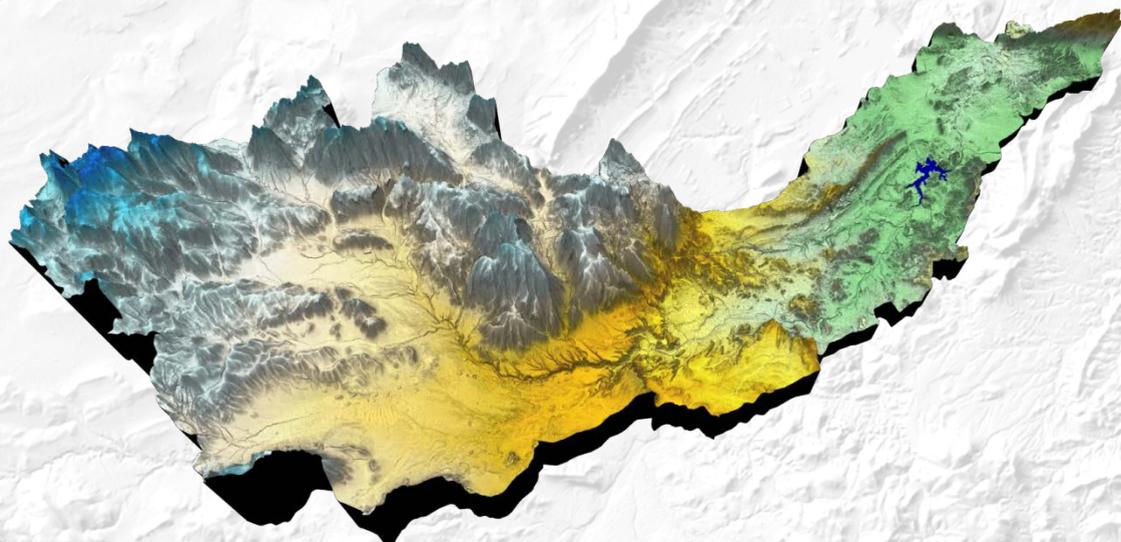


EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN UN MEDIO MEDITERRÁNEO SEMIÁRIDO: LA CUENCA DEL EMBALSE DEL ARGOS

Alberto Martínez Salvador
Carmelo Conesa García



**Evaluación de la erosión hídrica en un
medio mediterráneo semiárido:
La cuenca del embalse del Argos**

**Alberto Martínez Salvador
Carmelo Conesa García**

**Evaluación de la erosión hídrica en un
medio mediterráneo semiárido:
La cuenca del embalse del Argos**



**Universidad de Murcia
2018**

Título:

Evaluación de la erosión hídrica en un medio mediterráneo semiárido: La cuenca del embalse del Argos

Autores:

Alberto Martínez Salvador
Carmelo Conesa García

Diseño de portada y maquetación: Alberto Martínez Salvador

Universidad de Murcia

Servicio de Publicaciones, 2018.



1ª Edición, 2018

Reservados todos los derechos. De acuerdo con la legislación vigente, y bajo las sanciones en ella previstas, queda totalmente prohibida la reproducción y/o transmisión parcial o total de este libro, por procedimientos mecánicos o electrónicos, incluyendo fotocopia, grabación magnética, óptica o cualesquiera otros procedimientos que la técnica permita o pueda permitir en el futuro, sin la expresa autorización por escrito de los propietarios del copyright.

© Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones, 2018

ISBN: 978-84-697-9940-6

Campus de Espinardo, 30100-MURCIA

ÍNDICE GENERAL

Índice de figuras y tablas	7
Introducción	11
1. La erosión del suelo en medios mediterráneos semiáridos	15
1.1 La degradación del suelo y la aceleración de los procesos de erosión hídrica en áreas semiáridas mediterráneas.	15
1.2 Evaluación de las pérdidas de suelo en el ámbito mediterráneo y su importancia en la Región de Murcia	17
1.3 La sedimentación en los embalses como indicador de la degradación específica del suelo en la vertiente mediterránea	26
1.4 Acciones y estrategias contra la erosión y la desertificación en la vertiente mediterránea española.....	32
1.5 Modelización de la erosión del suelo en el ámbito semiárido mediterráneo	34
2. Evaluación de la erosión hídrica en la cuenca del embalse del Argos	43
2.1 Área de estudio y condiciones ambientales	43
2.1.1 Unidades y formas de relieve.....	44
2.1.2 Marco geológico: Características estructurales y litológicas	46
2.1.3 Tipos de suelos	49
2.1.4 Condiciones climáticas	50
2.1.5 Aguas superficiales y subterráneas	55

2.1.6	Usos del suelo	58
-	<i>Vegetación natural</i>	58
-	<i>Espacios protegidos</i>	58
-	<i>Superficies agrícolas</i>	61
-	<i>Historia del embalse del Argos</i>	64
2.2	Modelos de degradación específica y erosión potencial de la cuenca	65
2.2.1	Ecuación de Fournier.....	66
2.2.2	Ecuación de Dendy-Bolton	67
2.2.3	Ecuación de Fleming.....	68
2.2.4	Estimación de la degradación específica a partir de los sedimentos acumulados en el embalse	69
2.3	Tasas de degradación específica estimadas para la cuenca del embalse del Argos.....	73
2.4	Producción de sedimentos y pérdida de suelo en el área vertiente al embalse del Argos.....	75
2.4.1	Modelo SWAT (ArcSWAT).....	76
-	<i>Algoritmos del proceso de simulación SWAT</i>	78
2.4.2	Modelo WEPP (GeoWEPP).....	81
-	<i>Algoritmos del proceso de simulación WEPP</i>	82
-	<i>Modulo meteorológico CLIGEN</i>	83
2.4.3	Estimación de los aportes sedimentarios al embalse del Argos	84
	Referencias	89

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

Figura 1: Entrada y distribución de los sedimentos en el vaso de un embalse. Mnne: máximo nivel normal de embalse.....	27
Figura 2: Diagrama de los factores que afectan los procesos de erosión.....	36
Figura 3: Localización de la cuenca hidrográfica del río Argos dentro de la Demarcación Hidrográfica del Segura y municipios abarcados.....	43
Figura 4: MDT, Red de drenaje y distribución de pendientes relativas en la cuenca del río Argos.....	45
Figura 5: Esquema litológico de la cuenca del río Argos.....	48
Figura 6: Distribución de unidades taxonómicas de suelos.....	49
Figura 7: Climograma de la estación Embalse del Argos (periodo 1972-2015) elaborado a partir de datos del AEMET.....	50
Figura 8: Mapa de distribución de la precipitación media anual en la cuenca del río Argos elaborado a partir de los datos de 74 estaciones vecinas (Modelo Krigado).....	51
Figura 9: Mapa de distribución de la temperatura media anual en la cuenca del río Argos elaborado a partir de los datos de 63 estaciones vecinas (Modelo Krigado).....	52
Figura 10: Isoyetas de precipitación máxima diaria para diferentes tiempos de retorno ($Tr = 100$ y 500 años) elaborado a partir de los datos de 85 estaciones vecinas (Modelo Krigado).....	53
Figura 11: Mapa de distribución de la evapotranspiración media anual en la cuenca del río Argos elaborado a partir de los datos de 63 estaciones vecinas (Modelo Krigado).....	54
Figura 12: Unidades Hidrogeológicas.....	55
Figura 13: Distribución de los acuíferos en la cuenca del río Argos.....	57
Figura 14: Espacios de protección especial.....	59
Figura 15: Mapa de distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Argos obtenidos mediante clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 de Junio de 2015.....	62
Figura 16: Evolución de los aportes de sedimentos al embalse del Argos esti- mados por los métodos de Dendy-Bolton y Fleming.....	74
Figura 17: Esquema del desarrollo de SWAT y adaptaciones del modelo.....	77

TABLAS

Tabla 1: Tasas de erosión del suelo bajo diversos usos del suelo en la vertiente mediterránea.....	18
Tabla 2: Tasas de erosión del suelo bajo diversos usos del suelo.....	22
Tabla 3: Superficie de suelo afectada por erosión laminar y en regueros (%) en regiones del contexto mediterráneo español.....	23
Tabla 4: Pérdida de suelo y superficies según niveles erosivos en la Región de Murcia.....	24
Tabla 5: Superficies según cualificación de la erosión estimadas para la Región de Murcia.....	24
Tabla 6: Superficies de zonas de erosión en cárcavas y barrancos según niveles erosivos para la Región de Murcia.....	25
Tabla 7: Resumen de las campañas batimétricas en embalses de la Península Ibérica.....	30
Tabla 8: Grado y tasa de colmatación de algunos embalses pertenecientes a otras Cuencas Hidrográficas.....	30
Tabla 9: Pérdida de capacidad por entrada de sedimentos en algunos embalses de la Cuenca Hidrográfica del Segura.....	31
Tabla 10: Evaluación de la erosión en diferentes países europeos.....	37
Tabla 11: Ejemplos de modelos aplicados en el ámbito semiárido mediterráneo.....	38
Tabla 12: Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Argos a partir de la información del CORINE LAND COVER 2000 y la clasificación supervisada de la imagen Landsat 8.....	63
Tabla 13: Valores de las constantes a y n según la cobertura vegetal.....	68
Tabla 14: Valor de sesgo para cada régimen de explotación.....	70
Tabla 15: Coeficientes de arcilla (Wc), limo (Wm) y arena (Ws) para diferentes regímenes de explotación.....	72
Tabla 16: Coeficientes de arcilla (Kc), limo (Km) y arena (Ks) para diferentes regímenes de explotación.....	72
Tabla 17: Parámetros precisos para la ecuación de Miller (1953).....	72
Tabla 18: Valores de degradación específica calculados por diferentes métodos en la cuenca del río Argos (1976-1991).....	74
Tabla 19: Valores medios anuales de degradación específica y de aportes de sedimentos estimados por diversos autores para la cuenca vertiente al embalse del Argos, en comparación con los obtenidos por GeoWEPP y ArcSWAT en el presente estudio.....	85

Tabla 20: Composición de los sedimentos evacuados por el cauce y distribución de las partículas primarias y materia orgánica en los sedimentos erosionados. Datos obtenidos por GeoWEPP para el área vertiente del embalse del Argos.....	86
Tabla 21: Textura de los sedimentos según datos del informe sedimentológico del embalse del Argos y valores estimados por GeoWEPP y ArcSWAT.....	86

Introducción

Desde hace más de un siglo la gestión de las aguas superficiales en la región mediterránea ha estado estrechamente ligada a la problemática de la erosión del suelo y la degradación ambiental y, en particular, a la lucha contra la desertificación. Un indicador particularmente relevante del grado de erosión y degradación ambiental en cuencas vertientes a embalses lo constituye el ritmo de colmatación de sus vasos receptores. Las consecuencias ambientales de dicha colmatación van más allá de la pérdida de volumen embalsable, ya que también afectan al funcionamiento general de los ecosistemas acuáticos en ellos desarrollados (Palau, 2002).

En la actualidad la colmatación de embalses es un problema ambiental de primer orden, en particular en países como España donde la erosión afecta a gran número de ríos regulados (López Bermúdez, 1986; Almorox *et al.*, 1994; Saa *et al.*, 1995; de Antonio *et al.*, 1995; Cobo *et al.*, 1996; Avendaño *et al.*, 1997a, 1997b; Sanz Montero *et al.*, 1998; Avendaño, 2002; Romero Díaz *et al.*, 2011). El creciente nivel de aterramiento de los embalses en España suponía, ya a principios de los noventa, una reducción media de su capacidad útil en torno al 20% (CODA, 1993, Almorox *et al.*, 1994).

En el caso de la Cuenca del Segura, son muchas las áreas que registran altas tasas de erosión (ICONA, 1988; CORINE, 1992; López Bermúdez y Romero Díaz, 1993; DGCN, 2002; Romero Díaz *et al.*, 1992, 2011) y, por ende, los embalses que presentan un fuerte ritmo de relleno, con tasas de colmatación anuales de 0,56 a 1,14% que superan la media nacional (embalses de Valdeinfierno, Camarillas, Talave, Alfonso XIII, Puentes o La Cierva) (Cobo, 2008).

El seguimiento del grado de sedimentación y colmatación de los embalses ofrece, por tanto, una excelente medida directa sobre la pérdida de capacidad de sus vasos y el grado de degradación del suelo en sus respectivas áreas vertientes. Sin embargo, a menudo, la ausencia de datos de aforo de sedimentos a la entrada de los embalses o de registros batimétricos hace necesario estimar la erosión del suelo y la consiguiente producción de sedimentos mediante el uso de modelos de predicción y evaluación (Martínez Salvador *et al.*, 2015).

La mayor parte de la investigación sobre erosión desarrollada en el Sureste Peninsular se centra en el estudio de ecosistemas naturales y campos recientemente abandonados (desde alrededor de los años 1960) (Cantón *et al.*, 2011). Hoy, los principales problemas actuales de la erosión hídrica están asociados al

abandono de la agricultura y campos de secano marginales sobre margas y terrenos pedregosos con fuerte pendiente, con olivos, higueras, almendros y viñedos (Romero Díaz *et al.*, 2007, 2012; Solé Benet, 2006; Lesschen *et al.*, 2008; Martínez Hernández y Romero Díaz, 2015).

También existen diversos estudios sobre la evolución y aterramientos de los embalses de la Cuenca del Segura, basados en informes batimétricos y sedimentológicos, entre ellos los de López Bermúdez y Gutiérrez Escudero (1982), Sanz Montero *et al.* (1998), o Cobo (2008), que incluyen, entre otros, el embalse del Argos. En esta y otras muchas cuencas de nuestro país la colmatación de los embalses y la erosión específica de sus áreas vertientes constituyen un problema ambiental de primer orden ya reseñado por numerosos autores (de Antonio *et al.*, 1995; Avendaño *et al.*, 1997a, 1997b, 1999; López Bermúdez y Gutiérrez Escudero, 1982; López Bermúdez, 1986; Almorox *et al.*, 1994; Saa *et al.*, 1995; Romero Díaz *et al.*, 1992, 2007; Romero Díaz, 2002; Sanz Montero *et al.*, 1998; Boix-Fayos *et al.*, 2008; Verstraeten *et al.*, 2003; Cobo, 2008; de Vente *et al.*, 2008). Romero Díaz *et al.* (2011) recopilaron una extensa bibliografía sobre erosión del suelo en la Región de Murcia, con datos de tasas de erosión obtenidas para diferentes embalses, microcuencas y parcelas experimentales.

Recientemente, Cantón *et al.* (2011) han realizado una extensa revisión de los modelos aplicados para la estimación de escorrentía y de la producción de sedimentos en medios semiáridos del Sureste Peninsular. Respecto a los modelos de predicción empleados en el presente estudio, los antecedentes más inmediatos referidos a la Cuenca del Segura son los trabajos de García Lorenzo y Conesa García (2009) y de Martínez Salvador *et al.* (2015). En el primero de ellos se aplicó el modelo predictivo de erosión WEPP a las áreas vertientes de diques de retención localizados en dos cuencas torrenciales de pequeño tamaño, representativas de las condiciones semiáridas del Sureste Peninsular. Por medio de su interfaz geoespacial GeoWEPP, estimaron las tasas de pérdida de suelo y producción de sedimentos en comparación con el volumen y la masa de las cuñas sedimentarias retenidas por dichos diques. Por su parte, Martínez Salvador *et al.* (2015) aplicaron el modelo de base física WEPP (GeoWEPP) para evaluar la degradación específica de la cuenca del río Mula vertiente al embalse de la Cierva. La disponibilidad de los datos técnicos requeridos por dicho modelo (e.g. aforos de sedimentos e informes sedimentológicos realizados por el CEDEX) permitió cotejar sus resultados con los deducidos a partir de los estudios batimétricos. En hidrología cabe citar la tesis de Gomáriz Castillo (2016), que aplica el modelo SWAT para la estimación de variables y parámetros hidrológicos y el análisis de su influencia en la modelización hidrológica.

En el presente libro se propone la aplicación de dos modelos de erosión y transporte de sedimentos a una cuenca kárstica semiárida mediterránea de tamaño medio. Como área piloto de estudio se ha elegido la cuenca del río Argos vertiente al embalse del Argos (510 km²) (Cuenca del Segura) por disponer ésta de datos técnicos suficientes (estudios batimétricos, aforos de sedimentos e informes sedimentológicos realizados por el CEDEX) con los que poder cotejar los resultados de dichos modelos.

El trabajo se estructura en dos partes diferenciadas. En la primera se analiza de forma general la problemática de la erosión del suelo en medios mediterráneos semiáridos, en cuyo contexto se sitúa el área de estudio. En él se hace referencia a los principales procesos de erosión de estas áreas, la evaluación de las pérdidas de suelo y la sedimentación de los embalses como indicador de degradación específica a nivel de cuenca. En la segunda parte se presenta una metodología para la evaluación de la erosión hídrica en la cuenca vertiente del embalse del Argos (Cuenca del Segura), basada en la aplicación de ecuaciones empíricas y de modelos hidrológicos y de base física. El capítulo comienza con una breve descripción de las condiciones ambientales del área de estudio, caracterizada por un ombroclima mediterráneo semiárido, la presencia de formas kársticas en cabecera y cierta complejidad morfoestructural. A continuación, se obtuvieron las tasas de erosión potencial y de degradación específica de la cuenca a partir de las ecuaciones de Dendy-Bolton, Fleming y Fournier, y, finalmente, se realiza una evaluación de los aportes de sedimentos al embalse del Argos, mediante los modelos de erosión GeoWEPP y ARcSWAT estableciendo una comparativa con los resultados obtenidos por otros autores.

1

La erosión del suelo en medios mediterráneos semiáridos

1.1 LA DEGRADACIÓN DEL SUELO Y LA ACELERACIÓN DE LOS PROCESOS DE EROSIÓN HÍDRICA EN ÁREAS MEDITERRÁNEAS SEMIÁRIDAS

La erosión y consiguiente liberación de sedimentos constituyen en la cuenca mediterránea uno de los principales problemas ambientales de sus diferentes ecosistemas terrestres y acuáticos, sobre todo en medios semiáridos especialmente frágiles. Tales fenómenos aparecen notablemente agravados por cambios en los usos del suelo y en las condiciones climáticas, que son cada vez más palpables. Las áreas semiáridas mediterráneas se caracterizan por un clima con escasas precipitaciones anuales, marcado por la ocurrencia de episodios torrenciales y sequías estivales de larga duración, que favorece el incremento de la erosión del suelo y el proceso de desertificación. De hecho, muchos de los cambios sufridos por los suelos durante los dos pasados siglos en estas áreas se deben a actuaciones humanas que han incrementado de forma significativa las tasas de erosión y han alterado, e incluso eliminado total o parcialmente, los flujos de nutrientes (McNeill y Winiwarter, 2004).

La desertificación, definida como degradación del suelo en medios áridos y semiáridos, representa una reducción o pérdida de la productividad biológica y económica causada por cambios en los usos del suelo, procesos físicos, o una combinación de ambos (Kepner, 2005). Desde los años noventa del pasado siglo el problema de la desertificación ha sido ampliamente reconocido a escala regional y global.

Así lo demuestra la amplia bibliografía existente, sobre todo en el área mediterránea europea (Grenon y Batisse, 1988, 1989; Brandt y Thornes, 1996; Burke y Thornes, 1998; Mairota *et al.*, 1998; Van der Leeuw, 1998; Balabanis *et al.*, 1999; Geeson *et al.*, 2002; Briassoulis *et al.*, 2003), y el alcance de algunas conferencias previas (e.g. la celebrada sobre Desertificación en el Sur de Europa, por la Di-

rección General de Investigación de la Comisión Europea y el Gobierno Griego en 1996) (Balabanis *et al.*, 1999), acciones, como la Acción Concertada sobre Desertificación Mediterránea, financiada por la Dirección de Investigación, Marco V (Burke y Thornes, 1998), Proyectos de Investigación de la U.E., e.g. MEDALUS (*Mediterranean Desertification and Land Use*) I, II y III, ARCHAEOEMEDS (*Understanding natural and anthropogenic causes of soil degradation and desertification in the mediterranean basin*), EFEDA (*European Field Experiment in Desertification – threatened Areas*), EUROSEM (*European Soil Erosion Model*), DESRTLINKS (*Combating Desertification in Mediterranean Europe Linking Science with Stakeholders*), MEDACTION (*Policies for land use to combat desertification*), LUCIFER (*Land use change interactions with fire in Mediterranean landscapes*), PESERA (*Pan-European Soil Erosion Risk Assessment*), RECONDES (*Conditions for restoration and mitigation of desertified areas using vegetation*), etc., y otros financiados con fondos regionales o nacionales, e.g. LUCDEME (Lucha contra la Desertificación en el Mediterráneo), HISPAMED (Evaluación de la desertificación en España) ó HISPASED (Procedimientos de alerta y seguimiento de la desertificación en España), o redes de estaciones experimentales para el control de la erosión, como la red RESEL (Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y la Desertificación).

La composición y estructura de la cubierta vegetal de la región mediterránea se hallan muy condicionadas por su clima. Antes de la presencia de asentamientos permanentes, la mayor parte del dominio estaba cubierta por densos bosques de pinos (*Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus peuce*, *Pinus leucodermis*), encinas (*Quercus ilex*), alcornoques (*Quercus suber*) y cedros (*Cedrus atlantica*), acompañados de una maleza diversa bien adaptada a la sequía y a la fuerte estacionalidad en la humedad del suelo. Estos bosques presentan una clara adaptación a una estación estival especialmente seca, sobre todo en las áreas semiáridas, donde las formaciones arbóreas son más ralas y exiguas. La complejidad del relieve y los contrastes entre laderas orientadas al norte y al sur dio lugar a un mosaico de vegetación que tienen una excepcional riqueza de especies, muchas de ellas endémicas (García-Ruiz *et al.*, 2013).

No obstante, las alteraciones producidas por el hombre en la cuenca mediterránea, sobre todo desde el siglo XIX, a través de la deforestación, la roturación y el abandono de las tierras de cultivo, han incrementado considerablemente el grado de erosión (Conesa García y García Lorenzo, 2007; García-Ruiz y Lana-Renault, 2011). En este caso también, los efectos más graves han sido constatados en las tierras semiáridas, donde el abandono de parcelas agrícolas afectó a una extensa superficie desde finales del siglo XIX (Romero Díaz *et al.*, 2007, 2012; Lesschen *et al.*, 2008; Martínez Hernández y Romero Díaz, 2015). Durante el siglo

XX, fueron llevadas a cabo multitud de acciones para paliar los efectos negativos de la erosión y la prevención de avenidas, mediante la puesta en marcha de programas de restauración hidrológico-forestal, así como también, mejoras en el uso y gestión de los recursos naturales y agrícolas (PAND, 2008).

Sin embargo, los procesos naturales, tales como la edafogénesis o creación de suelo, ocurren a una velocidad alarmantemente más lenta que la tasa con la que se origina la pérdida de suelo. Cuando se produce la pérdida del suelo fértil, la materia orgánica, que es un elemento fundamental para el crecimiento de la vegetación natural y de los cultivos, acaba desapareciendo del horizonte edáfico (Hodges, 1995). A su vez, la materia orgánica en el suelo favorece la infiltración del agua, la retención de humedad, y además, ejerce una mayor resistencia a la erosión. Por tanto, juega un papel importante en la estructura física del suelo, constituyendo la fuente de nutrientes para las plantas.

1.2 EVALUACIÓN DE LAS PÉRDIDAS DE SUELO EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO Y SU IMPORTANCIA EN LA REGIÓN DE MURCIA

En el dominio mediterráneo peninsular se han producido, durante los últimos 50 años, importantes cambios en los usos del suelo, marcados por el abandono de tierras de cultivo en zonas áridas, la intensificación del pastoreo y el riego, originando la ampliación de importantes áreas de campos de regadío, lo que ha originado una sobreexplotación y contaminación de acuíferos. En algunas zonas, el abandono de las tierras de cultivo afectó a más del 70% de la superficie agrícola (Douglas *et al.*, 1996), lo que supuso un considerable incremento inicial de la erosión del suelo. En Murcia, el abandono afectó a cerca 100.000 hectáreas (9,1% de la superficie total) de tierras de cultivo desde 1980, aunque con consecuencias positivas en muchos casos, ya que la rápida colonización de arbustos y el aumento de la materia orgánica del suelo permitiría reducir los procesos erosivos después del abandono (Romero Díaz, 2003).

Por consiguiente, las mayores producciones de sedimentos se registran en medios semiáridos mediterráneos, que alcanzan tasas muy superiores a las de otras regiones (Woodward, 1995; González-Hidalgo *et al.*, 2007). Como se mencionaba anteriormente, ello se explica por la alta contribución de los procesos de erosión que tienen lugar en barrancos y regueros (Vanmaercke *et al.*, 2012). Las zonas abarrancadas, especialmente las áreas de *badlands*, han sido identificadas como una fuente importante de sedimentos involucrados en la sedimentación de embalses en la región mediterránea semiárida (de Vente *et al.*, 2006). Las mayores producciones de sedimentos ocurren durante sucesos de precipitación extrema o torrencial (López Bermúdez y Romero Díaz, 1993; González-Hidalgo *et*

al., 2007), que afectan a terrenos blandos fácilmente erosionables (e.g. margas y arcillas en cuencas neógeno-cuaternarias intrabéticas). Bajo tales condiciones, se desarrolla a menudo una densa red de drenaje, resultado de diferentes fases de incisión y bajas tasas de infiltración (Calvo-Cases *et al.*, 1991; Harvey, 2002; Romero Díaz, 2003).

Los estudios llevados a cabo en la vertiente mediterránea a partir de mediciones de campo estuvieron principalmente centrados en la obtención de valores de pérdida de suelo en parcelas cerradas y abiertas (*Gerlach*), con el objetivo de conocer las pérdidas de suelo a escala de ladera. En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos en diversos estudios para diferentes campos de cultivos, áreas con vegetación natural, áreas desnudas y diferentes tipos de rocas, durante los últimos 30 años, en la vertiente mediterránea. Estas investigaciones ponen de manifiesto la importancia que tienen los usos del suelo y la litología en las tasas erosión del suelo.

De acuerdo con Almorox *et al.* (2010), las tasas de erosión hídrica difieren significativamente entre los terrenos cultivados y aquellos en los que no se ha realizado ningún tipo de intervención por el hombre, además de no existir una clara dicotomía entre las regiones más húmedas del norte mediterráneo y las del sur más árido.

Tabla 1: Tasas de erosión del suelo bajo diversos usos del suelo en la vertiente mediterránea (Parcialmente adaptado de Almorox *et al.*, 2010; Cerdà, 2001).

Referencia	Pérdida de suelo (t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Uso del suelo	Tipo de Parcela
Ruiz Flaño, 1993	9,42	Abandono	Cerrada
Cuadros <i>et al.</i> , 1993	10,88	Almendros labrados	Cerrada
Cuadros <i>et al.</i> , 1993	2,94	Almendros. No laboreo	Cerrada
Cuadros <i>et al.</i> , 1993	1,40	Arbustos	Cerrada
García-Estringana <i>et al.</i> , 2013	1,80	Arbustos	Gerlach
López Bermúdez <i>et al.</i> , 1991	0,05	Arbustos	Cerrada
García-Ruiz, 1996	10,00	Ártica	Cerrada
De Alba <i>et al.</i> , 1994	2,39	Barbecho	Cerrada
Edeso <i>et al.</i> , 1994	0,40	Bosque	Cerrada
Andreu <i>et al.</i> , 2001	0,13	Bosque incendiado	Cerrada
Úbeda <i>et al.</i> , 1998	14,70	Camino forestal	Gerlach
Marqués, 1991	24,00	Campos de cultivo	Cerrada
García-Ruiz, 1996	5,20	Cebada	Cerrada
López Bermúdez <i>et al.</i> , 1991	1,04	Cebada	Cerrada

Tabla 1: Continuación.

Referencia	Pérdida de suelo (t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Uso del suelo	Tipo de Parcela
Belmonte <i>et al.</i> , 1999	2,10	Cereal	Cerrada
Belmonte <i>et al.</i> , 1999	15,60	Regueros. Abandonado	Cerrada
Ingelmo <i>et al.</i> , 1998	1,50	Control	Cerrada
De Alba, 1998	7,30	Cultivo	Cerrada
Padrón <i>et al.</i> , 1998	28,5	Cultivo	Cerrada
Romero Díaz <i>et al.</i> , 1995	0,35	Cultivo	Gerlach
De Alba <i>et al.</i> , 1994	0,17	Cultivo abandonado	Cerrada
De Alba <i>et al.</i> , 1994	0,48	Cultivo, laboreo	Cerrada
De Alba <i>et al.</i> , 1994	0,69	Cultivo, no laboreo	Cerrada
Schnabel, 1997	0,53	Dehesa (laderas)	Gerlach
Ceballos, 1997	0,23	Dehesa Extremeña	Gerlach
Bienes y Torcal, 1997	4,31	Desnudo	Cerrada
Rodríguez <i>et al.</i> , 1999	1,88	Encinar quemado	Gerlach
Sala, 1988	0,98	Granito	Cerrada
Sala, 1988	2,42	Granito	Gerlach
Bautista <i>et al.</i> , 1996	0,1-3,1	Incendio	Cerrada
Díaz-Fierros <i>et al.</i> , 1994	1,06	Incendio	Cerrada
Marqués y Mora, 1992	0,05	Incendio	Cerrada
Rubio <i>et al.</i> , 1994	0,17	Incendio	Cerrada
Soto <i>et al.</i> , 1994	0,50	Incendio	Cerrada
Bautista, 1999	0,07	Incendio Pinar	Cerrada
Benito <i>et al.</i> , 1991	5,00	Incendios	Cerrada
Belmonte <i>et al.</i> , 1999	2,80	Labrado	Cerrada
López Bermúdez <i>et al.</i> , 1991	1,84	Labrado	Cerrada
Rodríguez Mart.-Conde, 1996	9,69	Labrado	Cerrada
Rodríguez Mart.-Conde, 1996	13,42	Labrado	Cerrada
Rodríguez Mart.-Conde, 1998	17,04	Labrado	Cerrada
Rodríguez Mart.-Conde, 1998	17,70	Labrado	Cerrada
Rodríguez Mart.-Conde, 1998	18,00	Labrado	Cerrada
Gómez <i>et al.</i> , 2004	4,00	Almendo. Labrado	Gerlach
Martínez Raya <i>et al.</i> , 2001	5,17	Leguminosas	Cerrada
Ingelmo <i>et al.</i> , 1999	0,21	Lodo de depuradora	Cerrada
Cammeraat, 2004	30,00	Margas	Gerlach
Francis, 1986	1,8-3,2	Margas	Gerlach
La Roca, 1984	0,10	Margo-arcillas	Gerlach
Andreu <i>et al.</i> , 1998	0,01-0,4	Matorral	Cerrada
Bienes <i>et al.</i> , 2000	0,0002-0,15	Matorral	Cerrada
Bienes Torcal <i>et al.</i> , 1997	0,05	Matorral	Cerrada
Bochet <i>et al.</i> , 1998	0,04	Matorral	Cerrada
Boix Fayos <i>et al.</i> , 2007	0,03	Matorral	Cerrada
Cantón <i>et al.</i> , 2001	0,02	Matorral	Cerrada
García-Ruiz, 1996	1,10	Matorral	Cerrada

Tabla 1: Continuación.

Referencia	Pérdida de suelo (t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Uso del suelo	Tipo de Parcela
López Bermúdez, 1989	0,08	Matorral	Gerlach
Martínez Raya <i>et al.</i> , 2001	0,38	Matorral	Cerrada
Puigdefábregas <i>et al.</i> , 1992	0,16	Matorral	Cerrada
Romero Díaz y Belmonte Serrato, 2008	0,06	Matorral (conglomerados)	Cerrada
Sánchez <i>et al.</i> , 1994	8,09	Matorral (control)	Cerrada
Romero Díaz y Belmonte Serrato, 2008	0,11	Matorral (esquistos)	Cerrada
Romero Díaz y Belmonte Serrato, 2008	1,86	Matorral (Margas)	Cerrada
Romero Díaz <i>et al.</i> , 1988	2,36	Matorral (Margas)	Gerlach
Boix Fayos <i>et al.</i> , 2007	0,54	Matorral quemado	Cerrada
Cammeraat, 2004	0,08	Matorral y pinar (Caliza)	Gerlach
Eltner y Baumgart, 2015	6,20	Parcelas de cultivo	Gerlach
Padrón <i>et al.</i> , 1998	0,00	Pinos	Cerrada
Puigdefábregas <i>et al.</i> , 1992	0,14	Rambla Honda	Cerrada
García-Ruiz, 1994	3,00	Subfusión por regadío	Gerlach
García-Estringana <i>et al.</i> , 2013	37,50	Suelo desnudo	Gerlach
Bochet <i>et al.</i> , 1998	0,56	Suelo desnudo Arcilla	Cerrada
Estalrich <i>et al.</i> , 1997	25,00	Taludes de carretera	Cerrada
López Bermúdez, 1989	1,81	Terreno abandonado	Cerrada
López Bermúdez, 1989	1,78	Terreno abandonado	Gerlach
López Bermúdez, 1989	2,71	Terreno abandonado	Gerlach
López Bermúdez, 1989	3,18	Terreno abandonado	Gerlach
López Bermúdez, 1989	2,71	Terreno abandonado	Gerlach
López Bermúdez, 1989	3,18	Terreno abandonado	Gerlach
González Hidalgo, 1992	0,08	Vegetación 100%	Cerrada
Úbeda <i>et al.</i> , 1998	1,00	Vegetación dispersa	Gerlach
Padrón <i>et al.</i> , 1998	0,10	Vegetación natural	Cerrada
García-Ruiz, 1994	15,50	Barbecho	Cerrada
Badía y Martí, 2000	6,91	Yeso control	Cerrada
De Antonio <i>et al.</i> , 1993	0,50	Yesos	Cerrada

López Bermúdez *et al.* (1991), de Alba *et al.* (1994) y Belmonte Serrato *et al.* (1999) comprobaron que los campos en estado de barbecho y labrados presentaban pérdidas de suelo de 1,84 a 2,8 t·ha⁻¹·año⁻¹, por encima de las estimadas en otras condiciones de uso. Cuadros *et al.* (1993) y Gómez *et al.* (2004) obtuvieron pérdidas de suelo de 4 a 10,88 t·ha⁻¹·año⁻¹ en parcelas de almendros, que eran

superiores a las calculadas en terrenos colindantes exentos de prácticas de laboreo.

Las mayores tasas erosivas responden a aquellas áreas desprovistas de vegetación, y con predominio de materiales margosos, llegándose a tasas de erosión entre 30 y 37,5 t·ha⁻¹·año⁻¹ (Cammeraat, 2004; García-Estringana *et al.*, 2013). De hecho, la cubierta vegetal desempeña en general una importante función entre los factores que intervienen en los procesos de erosión, si bien existe también una clara influencia de la erosión sobre la propia vegetación, su estructura y sus características fisionómicas (Guerrero Campo, 2005).

Son numerosos los autores que atribuyen a la vegetación el mayor grado de protección del suelo, pero que también reconocen la compleja relación entre ambas variables. En este sentido, existen diversos mecanismos de retroalimentación, que modelizan los factores por los que la erosión y la vegetación interactúan competitivamente por el suelo (Thornes 1990; Kirkby *et al.*, 1990; Thornes y Brandt, 1994; Guerrero Campo, 2005; García Ruiz y López Bermúdez, 2009; García-Ruiz *et al.*, 2013). En concreto, se conoce bien la importante acción que ejerce la vegetación de matorral en la protección del suelo (Andreu *et al.*, 1998; Bienes *et al.*, 2000; Cantón *et al.*, 2001; Martínez Raya *et al.*, 2001), especialmente sobre terrenos calizos, conglomerados y esquistos (Cammeraat, 2004; Boix-Fayos *et al.*, 2007; y Romero Díaz y Belmonte Serrato, 2008). Según Cerdà (1997), los suelos formados a partir de rocas calizas tienen altas tasas de infiltración, sobre todo durante la estación seca, que hacen reducir el flujo directo en laderas y, por tanto, disminuye la erosión del suelo.

En la Tabla 2 se muestran los rangos de variación de las tasas de erosión del suelo establecidas para cada uso del suelo por diversos autores y en la red RESEL. Tal variabilidad se justifica por el amplio número de factores que intervienen en este tipo de procesos. No cabe duda, que las áreas desnudas y las zonas de cárcavas, en las que no existe una cubierta vegetal, registran las mayores pérdidas de suelo.

Varios autores han señalado la existencia de una irregularidad en las tasas de erosión hídrica entre diferentes usos y áreas geográficas, en gran parte, debidas a las diferentes escalas temporales y espaciales utilizadas en sus estudios, así como al efecto de la propia irregularidad temporal de la precipitación en la vertiente mediterránea (Tropeano, 1991; Vacca *et al.*, 2000; García-Ruiz *et al.*, 2013). Además, se ha demostrado que no existe una relación exacta entre la precipitación extrema y la escorrentía generada (Lins y Slack, 1999; Osterkamp y Friedman, 2000; Nunes *et al.*, 2005).

Tabla 2: Tasas de erosión del suelo bajo diversos usos del suelo
(López Bermúdez, n.d.).

Uso del Suelo	Pérdida de suelo (t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	
	Mínimo	Máximo
Áreas de matorral	0,08	12,07
Áreas con regueros	4,00	53,00
Áreas abarrancadas y de cárcavas	12,0	150,00
Áreas forestadas	0,60	84,00
Dehesas	0,23	39,05
Áreas de pastos	0,23	53,20
Áreas de regadío tradicional (huertas)	0,03	0,40
Campos abandonados	1,80	32,00
Campos de cultivo	1,84	25,60
Campos labrados	0,17	6,00
Campos en barbecho	7,30	10,40
Montes incendiados	0,30	40,70
Suelo desnudo	17,00	180,00
Obtenidas por batimetría en embalses	2,11	80,40
Taludes de carretera	23,30	25,00

Cerdà (2003) atribuyó dicho problema al hecho de que no ha existido una metodología única en los estudios de erosión, dada la clara influencia de la escala espacial y temporal en la naturaleza cambiante de los procesos de erosión. Por ello, tal como apunta Almorox *et al.* (2010), los diferentes resultados obtenidos en muchos estudios y ensayos no pueden ser extrapolables a otras regiones. Sin embargo, tales resultados pueden servir de base para numerosos estudios de erosión, sobre todo para aquellos que aplican modelos de medición no directa, los cuales necesitan ser calibrados con datos obtenidos en el campo (e.g. parcelas de erosión) (Licciardello *et al.*, 2009). La Tabla 3 ofrece una visión general del grado en que la erosión afecta a las diferentes regiones mediterráneas españolas, y de las superficies involucradas en este tipo de riesgo, según datos del Inventario Nacional de Erosión de Suelos (DGCN, 2002).

La Región de Murcia es considerada uno de los territorios donde se registran las mayores tasas de erosión actual y potencial con respecto al conjunto español (ICONA, 1988; CORINE, 1992; DGNC, 2002). Las estimaciones recientes alertan de registros de pérdida de suelo muy superiores a las tasas de formación del mismo. Se estima que más de 13 millones de toneladas métricas de suelo son erosionadas en la Región de Murcia cada año por la erosión hídrica (DGNC, 2002). Este balance negativo es debido a las condiciones biofísicas que caracteri-

zan a esta región, como son principalmente el escaso desarrollo de los perfiles edáficos junto a un bajo contenido de materia orgánica, y técnicas de labranza agrícolas inapropiadas, que unido a la alta intensidad de las precipitaciones, favorecen los procesos de erosión hídrica. Esta región participa, además, de condiciones ambientales muy diversas. Por su situación en el contexto de las Cordilleras Béticas, muestra una gran variedad morfológica y litológica. Los materiales metamórficos de las sierras costeras (cuarcitas, mármoles, filitas, pizarras) contrastan con las rocas sedimentarias duras (dolomías, calizas, calcarenitas, areniscas) de las unidades montañosas interiores del Subbético y Prebético y con los sedimentarios blandos de las cuencas del Neógeno y Cuaternarias intrabéticas (margas y arcillas) (Rodríguez Estrella, 2006).

Tabla 3: Superficie de suelo afectada por erosión laminar y en regueros (%) en regiones del contexto mediterráneo español (DGCN, 2002).

CC.AA.	Procesos erosivos moderados (%) (0-10 t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Procesos erosivos medios (%) (10-25 t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Procesos erosivos altos (%) (>25 t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)
Murcia	66,41	18,13	15,46
Baleares	76,62	13,69	9,70
Cataluña	54,41	24,86	20,74
Andalucía	57,61	19,76	22,63
C. Valenciana	70,12	16,76	13,83

Localmente existen importantes depósitos y afloramientos de minerales metálicos originados en relación con procesos magmáticos que han tenido lugar a lo largo de la historia geológica de la cuenca Bética, y han sido objeto de una intensa explotación desde época romana. Ello ha provocado un alto grado de degradación en determinadas áreas, como las sierras de Cartagena – La Unión y Mazarrón. A ello se une la importante deforestación que desde mediados del siglo XVIII sufrieron extensas áreas de ladera, con el consiguiente incremento de la erosión y pérdidas de suelo en época de lluvias torrenciales (Querejeta *et al.*, 2000).

El antiguo Ministerio de Medio Ambiente (MMA), y en concreto la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (DGCN), publicaron en el año 2002 el tomo del Inventario Nacional de Erosión de Suelos 2002-2012 de la Región de Murcia. En él se incluyeron las estimaciones de tasas y niveles de erosión para toda la Región de Murcia, proporcionando información sobre las pérdidas de

suelo y superficies según niveles erosivos (Tabla 4), superficies según cualificación de la erosión (Tabla 5), superficies de zonas de erosión en cárcavas y barrancos según niveles erosivos y riesgos de erosión en cauces (Tabla 6).

Tabla 4: Pérdida de suelo y superficies según niveles erosivos en la Región de Murcia (DGCN, 2002).

Nivel erosivo (t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Superficie		Pérdida de suelo		Pérdidas medias (t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)
	ha	%	t·año ⁻¹	%	
0-5	513.232,68	45,37	1.136.231,62	5,86	2,21
5-10	217.849,16	19,26	1.555.694,52	8,02	7,14
10-25	199.535,88	17,64	3.124.984,87	16,11	15,66
25-50	82.834,03	7,32	2.884.926,03	14,88	34,83
50-100	49.029,35	4,33	3.444.607,85	17,76	70,26
100-200	27.432,47	2,42	3.770.662,05	19,44	137,45
>200	10.923,46	0,97	3.476.519,1	17,93	318,26
Superficie erosionable	1.100.837,03	97,31	1.939.3626	100	17,62
Láminas de agua superficiales y humedales	5.799,53	0,51			
Superficie artificial	24.623,73	2,18			
TOTAL	1.131.260,29	100			

Tabla 5: Superficies según cualificación de la erosión estimadas para la Región de Murcia (DGCN, 2002).

Cualificación de la erosión	Superficie geográfica	
	ha	%
Nula	0	0
Ligera	6.164,45	0,54
Baja	188.856,66	16,69
Moderada-baja	224.768,49	19,87
Moderada-alta	157.513,30	13,92
Alta	184.829,07	16,34
Muy alta	338.705,06	29,95
Superficie erosionable	1.100.837,03	97,31
Láminas de agua superficiales y humedales	5.799,53	0,51
Superficie artificial	24.623,73	2,18
TOTAL	1.131.260,29	100

De acuerdo con la DGNC (2002) el mayor volumen de pérdidas de suelo de la Región de Murcia (13,7 millones de $t\cdot a\tilde{n}o^{-1}$) se registra en tan solo el 15% de su superficie, donde se superan las $40 t\cdot ha^{-1}\cdot a\tilde{n}o^{-1}$ (Tabla 4). Atendiendo a la cualificación asignada a los niveles de erosión, el 60% de la superficie regional se hallaría entre niveles de erosión de moderada-alta a muy alta (Tabla 5).

La proporción de terrenos abarrancados respecto a la superficie total erosionable es de un 14,63% (Tabla 6), siendo, como es lógico, más alta en los niveles erosivos 5, 6 y 7 ($> 50 t\cdot ha^{-1}\cdot a\tilde{n}o^{-1}$), en los que supone entre el 17 y 20%.

Tabla 6: Superficies de zonas de erosión en cárcavas y barrancos según niveles erosivos para la Región de Murcia (DGCN, 2002).

Nivel erosivo		Superficie Total (ha)	Superficie de erosión en cárcavas y barrancos	
Código	Pérdidas de suelo ($t\cdot ha^{-1}\cdot a\tilde{n}o^{-1}$)		ha	%
1	0-5	513.232,68	70.438,37	13,72
2	5-10	217.849,16	31.053,00	14,25
3	10-25	199.535,88	30.315,06	15,19
4	25-50	82.834,03	13.328,88	16,06
5	50-100	49.029,35	8.532,44	17,40
6	100-200	27.432,47	5.326,81	19,42
7	>200	10.923,46	2.033,75	18,62
Superficie erosionable		1.100.837,03	161.028,31	14,63

Tal como se muestra en las fuentes del inventario de la DGCN (2002), la capacidad de recuperación de la vegetación es baja en un 92,5% y media en un 4,8%. Siendo obvio que la mayor superficie con baja capacidad de recuperación corresponde al nivel erosivo más alto ($> 200 t\cdot ha^{-1}\cdot a\tilde{n}o^{-1}$).

Por estas razones, la erosión del suelo y los procesos de desertificación se han convertido en un asunto de interés público desde la década de 1980 en el Sureste de España, surgiendo múltiples investigaciones realizadas en el marco de proyectos financiados por la Unión Europea (MEDALUS I, II y III, PESERA, RECONDES, etc.) y otros proyectos de financiación nacional como fue el Proyecto LUCDEME. Paralelamente, desde principios del siglo XX, pero de forma desigual en esta región, se han llevado a cabo proyectos y actividades de restauración hidrológico-forestal, al amparo de la creación de diversos organismos con competencias en conservación y protección de suelos (Servicio Hidrológico Fo-

restal de la Nación, organizado en 1901, Confederaciones Hidrográficas, creadas en 1926, Patrimonio Forestal del Estado, en 1939, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza –ICONA–, en 1971, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, en 1995).

1.3 LA SEDIMENTACIÓN EN LOS EMBALSES COMO INDICADOR DE LA DEGRADACIÓN ESPECÍFICA DEL SUELO EN LA VERTIENTE MEDITERRÁNEA

Desde el siglo XIX hasta hoy, la gestión de las aguas superficiales en la vertiente mediterránea ha estado estrechamente ligada a la problemática de la erosión del suelo y la degradación ambiental, y en particular, a la lucha contra la desertificación. La construcción de los embalses obedece a múltiples fines, entre los que se incluyen la provisión de suministro de agua para uso agrícola y residencial, el control de inundaciones, y también la generación de energía eléctrica. Estas construcciones provocan una serie de alteraciones en los sistemas fluviales, que afectan no solo aguas abajo sino también aguas arriba.

Un embalse provoca aguas abajo importantes ajustes hidromorfológicos en el cauce, rompe la continuidad natural de su eje longitudinal, originando cambios significativos en el ecosistema acuático y desajustes en su dominio ripario-fluvial. Al ser reducida la velocidad del agua a su paso por el embalse, provoca la deposición de los sedimentos que fluyen a lo largo del río. Esto genera graves consecuencias sobre estas infraestructuras reduciendo su vida útil de explotación. El agua que discurre fuera del embalse es un agua limpia, dotada de gran energía, lo que se manifiesta en un aumento de los procesos erosivos en el lecho y los márgenes fluviales. Este hecho puede hacer que cauces trenzados pasen a otros de brazo único poco sinuosos o con incipiente tendencia meandriforme.

Por el contrario, aguas arriba los embalses implican un almacenamiento de agua y un cambio local del perfil del río. Como ya se ha mencionado, la deposición de los materiales gruesos dentro del vaso, afectaba directamente a la vida útil del embalse, aunque también pueden producir una degradación en los ecosistemas más directamente afectados (eutrofización). De hecho, éste es un problema preocupante en la Región de Murcia, por ser una de las regiones con mayores tasas de pérdidas de suelo de la Península. Entre los efectos geomorfológicos más destacables figuran la interrupción del transporte de sedimentos aguas abajo y la acreción sedimentaria del cauce aguas arriba, que termina provocando la colmatación del vaso.

Palau (2002) afirma que los embalses no solo regulan los caudales líquidos de los cursos fluviales, sino también los aportes sólidos transportados por ellos. La

carga de fondo queda confinada en su totalidad y solo una pequeña proporción de los materiales en suspensión logra ser transportada aguas abajo.

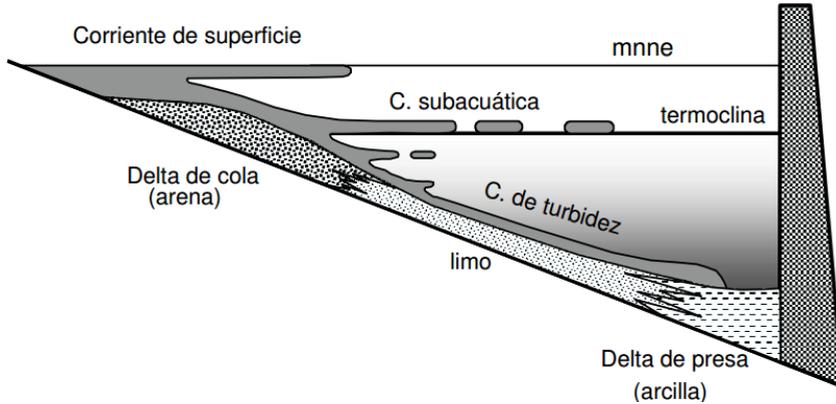


Figura 1: Entrada y distribución de los sedimentos en el vaso de un embalse; mne: máximo nivel normal de embalse (Cobo, 2008).

Como puede verse en la Figura 1, la presa de un embalse supone una obstrucción en la corriente de un río, que provoca la deposición de la carga de sedimento transportada y crea un gradiente granulométrico en sentido decreciente hacia la misma. Aguas arriba, en la "cola" del embalse, tiende a producirse la acumulación de los sedimentos más gruesos (gravas y arenas) (delta de cola), mientras que el sedimento más fino (limos y arcillas) se adentra en el interior del vaso dando gran turbidez a la corriente hasta ser depositado en el fondo (delta de presa). En aquellos casos donde el embalse tiene un régimen de explotación estacional, con bajos niveles de agua, los materiales más finos pierden importancia relativa, mientras que los depósitos de arenas y limos ganan espesor en las inmediaciones de la presa.

Los sedimentos acumulados son el producto final de procesos de erosión, transporte y sedimentación en las cuencas hidrológicas controlados por numerosos factores geológicos (litología, estructura geológica, fracturas y líneas de falla), hidrológicos (régimen hídrico de los ríos), climáticos (lluvias torrenciales) y antrópicos (cambios en los usos del suelo). Los registros sedimentarios en los embalses pueden, por tanto, utilizarse para reconstruir los procesos de las cuencas hidrológicas (Dearing y Foster, 1993).

El conocimiento de la historia sedimentológica de un embalse es un requisito previo para paliar los problemas de gestión derivados del aterramiento. En esta línea de aplicación de estudios sedimentológicos a los depósitos de los embalses se han realizado estudios en el embalse de Puentes (Murcia) (Cobo Rayan *et al.*, 1996). La evolución batimétrica de este embalse es un claro ejemplo de la influencia de su propio régimen de explotación en las variaciones de las tasas de sedimentación. Además, la tendencia general hacia una disminución pluviométrica y la dificultad técnica de regular volúmenes adicionales de recursos hídricos, debido al alto grado de regulación ya existente, hacen que el volumen de agua retenida en los embalses españoles apenas haya sufrido variación, a pesar de haber aumentado la construcción de embalses desde 1975 (Ruiz-García, 1993).

A principios de la década de 1990, los niveles de aterramiento se situaban en una reducción media de su capacidad útil en torno al 20% (CSCB 92, 1992; CO-DA, 1993). De acuerdo con los datos de batimetría más recientes de 30 embalses recopilados por Almorox *et al.* (1994), la disminución media de almacenamiento se situaba en torno al 16,8% para embalses entre 30 y 50 años de antigüedad, y del 27% para embalses de más de 50 años. Este efecto originado por la sedimentación de arrastres ofrece una medida directa sobre la pérdida de capacidad de los embalses y el nivel de degradación de los suelos en sus respectivas áreas.

Actualmente, la colmatación de embalses constituye uno de los problemas ambientales de primer orden, en particular en países como España donde la erosión potencial (y real) afecta con intensidad a un buen número de ríos regulados (de Antonio *et al.*, 1995; Avendaño *et al.*, 1997a, 1997b, 1999; López Bermúdez y Gutiérrez Escudero, 1982; López Bermúdez, 1986; Almorox *et al.*, 1994; Saa *et al.*, 1995; Romero Díaz *et al.*, 1992, 2007; Sanz Montero *et al.*, 1998; Boix-Fayos *et al.*, 2008; Verstraeten *et al.*, 2003; Cobo, 2008; de Vente *et al.*, 2008; Buendia *et al.*, 2016; Lobera *et al.*, 2016).

Investigaciones realizadas en la vertiente mediterránea española, pusieron de manifiesto la importancia que tenía la erosión en cárcavas en el proceso de aterramiento de los embalses españoles (Verstraeten *et al.*, 2003; de Vente *et al.*, 2008). Poesen *et al.* (2003) realizaron una extensa revisión sobre el papel de la erosión en cárcavas, y como ésta, era el principal origen de la producción de sedimentos en todas las cuencas ubicadas en las regiones mediterráneas semiáridas, afirmando que un 83% de los sedimentos aportados a dichos embalses tenía este origen (Poesen *et al.*, 1996), en contraposición con la originada en surcos e intersurcos. Estudios llevados a cabo a escala local en Argelia (Collinet y Zante, 2005; Roose *et al.*, 2000) revelaron que la erosión que tenía lugar en zonas de cárcavas producía entre 10 y 100 veces más sedimentos que la erosión laminar. Sin embargo, conocer la contribución de la erosión en cárcavas al flujo de

sedimentos a escala de cuenca requiere gran cantidad de tiempo y de recursos. De hecho, en la práctica, es difícil determinar a dicha escala, la contribución relativa de los procesos individuales de erosión (fracción relativa y absoluta de erosión originada en cárcavas, surcos e intersurcos) (Ben Slimane *et al.*, 2016).

La modelización de la producción de sedimentos implica una gran complejidad debido a la no linealidad de los procesos naturales que intervienen a escalas de ladera y cuenca (Coulthard *et al.*, 1998; Roering *et al.*, 1999). Los modelos tradicionales como la RUSLE, y todos aquellos basados en esta ecuación, no son capaces de predecir adecuadamente la producción de sedimentos debido a su incapacidad para simular adecuadamente la respuesta hidrológica de una cuenca. El conjunto de embalses repartidos por la vertiente mediterránea constituye una importante fuente de información para la evaluación de la producción de sedimentos a partir de los volúmenes acumulados en sus vasos (Bussi *et al.*, 2013; Buendía *et al.*, 2016). Algunos ejemplos de investigaciones, basadas en los volúmenes acumulados en vasos de embalses y diques de retención, aportaron métodos específicos para su aplicación en la vertiente mediterránea (McManus y Duck, 1985; Neil y Mazari, 1993; Foster y Walling, 1994; White *et al.*, 1996; Conesa García y García Lorenzo, 2007; García Lorenzo *et al.*, 2009; Romero-Díaz *et al.*, 2007; Boix-Fayos *et al.*, 2008; Sougnez *et al.*, 2011; Bellin *et al.*, 2011; Batalla y Vericat, 2011). En este sentido, Verstraeten y Poesen (2002) calcularon el error en la estimación de la producción de sedimentos para 21 cuencas localizadas en Bélgica, y llegaron a la conclusión de que esta metodología era adecuada para ser aplicada en cuencas medianas, aunque debían de tenerse en cuenta los errores derivados de los levantamientos batimétricos y sedimentológicos.

Desde el año 1967 el Centro de Estudios Hidrográficos (CEH), por encargo de la Dirección General de Obras Hidráulicas (DGOH), viene realizando un plan sistemático de reconocimientos batimétricos en 53 embalses, elegidos entre aquellos situados en cabecera de cuenca hidrográfica y en zonas que, por clima, litología y grado de protección del suelo, pueden presentar valores elevados de erosión y acortar sensiblemente la vida útil de los vasos. Existen importantes variaciones en la esperanza de vida de estas presas de una región a otra, e incluso dentro de la misma región, dependiendo del tamaño respectivo del embalse y del área vertiente, pero también del clima, la cubierta vegetal y la planificación de la cuenca (sobre todo de barrancos y márgenes fluviales). La Tabla 7 resume el efecto de la erosión y sedimentación sobre la capacidad de embalse de diferentes cuencas, de acuerdo con las campañas batimétricas disponibles en las Confederaciones Hidrográficas. La Tabla 8 muestra ejemplos del estado de colmatación de varios embalses españoles.

Tabla 7: Resumen de las campañas batimétricas en embalses de la Península Ibérica (Cobo, 2008).

Cuenca	Embalses estudiados	Capacidad inicial (hm ³)	Capacidad actual (hm ³)	Pérdida (hm ³)	Pérdida (% del vol. Inicial)	Periodo medio	Pérdida capacidad media anual (% vol. Inicial)
Norte I	6	517	499	18	3	31	0,11
Norte II	3	314	256	58	18	33	0,56
Norte III	2	64	62	2	3	36	0,10
Duero	5	899	875	24	3	34	0,08
Tajo	12	3970	3892	77	2	28	0,07
Guadiana I	5	2082	1932	150	7	29	0,25
Guadalquivir	22	3706	3581	124	3	24	0,12
Sur	6	558	544	15	3	24	0,11
Segura	12	951	855	95	10	49	0,20
Júcar	16	1474	1420	55	4	30	0,12
Ebro	17	3075	2805	271	9	35	0,25
C.I. Cataluña	4	211	199	12	6	36	0,16
Total	110	17321	16921	901	5	31	0,16

Tabla 8: Grado y tasa de colmatación de algunos embalses pertenecientes a otras Cuencas Hidrográficas (Palau, 2002; Cobo, 2008).

Embalse	Cap. inicial (hm ³)	Vol. sedimento (hm ³)	Colmatación (%)	Tasa de colmatación (% año)
Entrepeñas (CH Tajo)	890	50	6	0,5
Cazalegas (CH Tajo)	11	4	37	0,9
Riosequillo (CH Tajo)	48	14	29	2,1
Agueda (CH Duero)	22	7	30	0,6
Linares del Arroyo (CH Duero)	58	3	5	0,2
Mequinenza (CH Ebro)	1500	200	13	0,4
Barasona (CH Ebro)	90	18	20	0,4
Guadalmellato (CH Guadalquivir)	162	44	27	0,7
Pedro Marín (CH Guadalquivir)	19	18	95	5,9
Doña Aldonza (CH Guadalquivir)	23	22	96	6,4
Peñarubia (CH Norte)	12	4	32	1,0
Cijara (CH Guadiana)	1670	138	8	0,3
Zújar (CH Guadiana)	309	7	2	0,5
Benímar (CH Sur)	70	11	16	0,9
Cuevas de Almanzora (CH Sur)	169	8	5	0,5
Contreras (CH Júcar)	872	20	2	0,2
Embarcaderos (CH Júcar)	9	8	84	2,7
Guadalest (CH Júcar)	16	3	19	0,8

De forma general, la intensa erosión en la cuenca del Segura ha provocado, junto con el aluvionamiento de sus valles, un importante aterramiento de sus embalses y, por consiguiente, una notable disminución de su capacidad reguladora. La rapidez de entarquinamiento de los vasos de estos embalses, comparada con la relativa pequeñez de sus áreas vertientes, da idea de la elevada capacidad de arrastre del Segura y sus afluentes. El embalse de Valdeinfierno ha experimentado, desde su construcción a finales del siglo XIX, varias etapas de recrecimiento; y otros, como el de Camarillas, Talave, Alfonso XIII o Puentes, han sufrido una merma significativa de su capacidad inicial.

A partir de los informes batimétricos realizados para los principales embalses de la Cuenca del Segura, se han ido aportando diferentes resultados. López Bermúdez y Gutiérrez Escudero (1982) estimaron, a partir de los estudios de 9 embalses (batimetrías realizadas entre los años 1976-1977), tasas medias de erosión en torno a los $8,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Avendaño *et al.* (1997a) utilizaron las batimetrías disponibles para un periodo más extenso (hasta las últimas realizadas en el año 1994) obteniendo valores de erosión de $3,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Boix Fayos *et al.* (2005) comprobaron que las tasas de erosión estimadas en parcelas de erosión mostraban tasas de erosión del mismo rango que las obtenidas a partir de los estudios batimétricos de diversos embalses de la Cuenca del Segura. En la Tabla 9 se muestran los datos más actualizados hasta el momento del estado de algunos embalses de la Demarcación Hidrográfica del Segura, datos que corresponden a su situación en 2003.

Tabla 9: Pérdida de capacidad por entrada de sedimentos en algunos embalses de la Cuenca Hidrográfica del Segura (Cobo, 2008).

Embalse	Capacidad inicial (hm^3)	Aterramiento (hm^3)	Nº Años	Pérdida (%)	Pérdida anual (%)
Alfonso XIII	42,80	20,792	79	48,6	0,61
Anchuricas	8,00	1,759	22	22	1,00
Argos	11,72	1,666	21	14,2	0,68
Cenajo	472,00	6,403	32	1,4	0,04
La Cierva	7,50	2,429	58	32,4	0,56
La Fuensanta	235,00	25,273	58	10,8	0,19
La Pedrera	235,00	27,901	68	11,9	0,17
Puentes	250,00	5,260	21	2,1	0,10
Santomera	31,56	18,726	101	59,3	0,59
Talave	10,00	0,910	8	9,1	1,14
Valdeinfierno	25,00	13,851	98	55,4	0,57

Regularmente, las actuaciones llevadas a cabo en la gestión de embalses, suelen conllevar múltiples afecciones ambientales sobre el sistema fluvial. Estas actuaciones están basadas en la remoción total o parcial de presas, en los vaciados de embalses y en la extracción de sedimentos del vaso de embalse.

En este contexto, el uso de modelos de estimación de la erosión del suelo y producción de sedimentos que permitan cuantificar este problema cobra gran relevancia en la gestión integrada de cuencas semiáridas como las de la Región de Murcia. A raíz de sus resultados, podrán proponerse acciones preventivas y/o correctivas que permitan controlar la degradación del suelo, y realizar una adecuada planificación de los recursos hídricos, tras conocer la pérdida de capacidad de los embalses.

1.4 ACCIONES Y ESTRATEGIAS CONTRA LA EROSIÓN Y LA DESERTIFICACIÓN EN LA VERTIENTE MEDITERRÁNEA ESPAÑOLA

Identificar las áreas susceptibles a la erosión es un paso fundamental para su mitigación. También la construcción y acondicionamiento de obras de contención, así como una correcta recuperación y mantenimiento de la cubierta forestal, son aspectos claves en la reducción de la producción de sedimentos y en la conservación de la vida útil de los embalses. En tal caso, la eficacia de la restauración forestal pasa por recuperar todos los estratos de vegetación (arbóreo, arbustivo y herbáceo) hasta unas densidades adecuadas (Conesa García y García Lorenzo, 2007).

El núcleo principal de las acciones efectivas contra la desertificación en la vertiente mediterránea peninsular lo constituyen los trabajos de restauración de suelos y cubiertas vegetales, afectados por incendios forestales, salinización o erosión hídrica, abandono de cultivos y pastoreo inadecuado, entre otros factores. Estas acciones de restauración también incluyen el fomento de la biodiversidad y la complejidad de las agrupaciones vegetales de zonas áridas y semiáridas empobrecidas por la sobreexplotación de recursos. La prioridad para la intervención vendrá determinada por el valor original del ecosistema degradado y los efectos inducidos por el estado de degradación. De esta forma, la degradación de agrupaciones vegetales valiosas o la ausencia de regulación hidrológica con aumento sensible del peligro de avenidas catastróficas son aspectos que requieren una prioridad alta de restauración.

Desde la creación en 1901 del Servicio Hidrológico Forestal, han ido promulgándose leyes y decretos, encaminados a promover una restauración hidrológico-forestal sistemática y planificada en el país. En 1926 se crean las Confedera-

ciones Hidrográficas; en 1939 se aprueba el Plan general para la repoblación forestal de España; en 1952 las Divisiones Hidrológico-Forestales se integran en el Patrimonio Forestal del Estado, creado en 1941; en 1968 se suprimen las Divisiones Hidrológico-Forestales; en 1971 se crea el ICONA, que en su organigrama incorpora una Sección de Hidrología; en 1984 se inician las transferencias de competencias en materia forestal a las CC.AA. Más recientemente, en el año 2001 la entonces Dirección General de Conservación de la Naturaleza publicó el Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias en materia de Restauración Hidrológico-Forestal, Control de la Erosión y Defensa contra la Desertificación (PNAP). La finalidad de este Plan, aplicado para todo el territorio nacional, es planificar las actuaciones de restauración hidrológico-forestal, control de la erosión y lucha contra la desertificación, que han venido realizándose de forma sistemática en España. Otras actuaciones también recientes se enmarcan dentro del Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND), aprobado en 2008 por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, en cumplimiento de sus compromisos con la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. Su principal objetivo es contribuir al desarrollo sostenible de las zonas afectadas del territorio nacional y, en particular, la prevención de la degradación de las tierras y la recuperación de tierras desertificadas.

Para dar cumplimiento a una de las líneas específicas contempladas en el PAND (evaluación y seguimiento de procesos de desertificación en España) se constituyó en 1995 la red RESEL integrada inicialmente en el Proyecto LUCDEME. Esta red está constituida por 49 estaciones que agrupan datos de 44 cuencas y 157 parcelas experimentales y tiene como objetivo general recoger, almacenar y proporcionar datos sobre los recursos y procesos naturales vinculados a la desertificación, y contribuir al conocimiento de la influencia de los sistemas de gestión y las acciones de restauración sobre la desertificación y su evolución en España (MAPAMA, 2017a). La información así obtenida es procesada y puesta a disposición de las entidades vinculadas a la planificación y ejecución de acciones contra la desertificación. Dentro del seguimiento y evaluación de los procesos se consideran como aspectos adicionales el desarrollo de indicadores y la dinámica de sistemas.

Los proyectos de ordenación de cuencas son quizá los que mejor responden al concepto de proyecto integral de gestión de recursos y control de la desertificación. La ordenación y restauración hidrológico-forestal de cuencas en zonas áridas y semiáridas degradadas ha constituido la actividad pionera de lucha contra la desertificación en estas regiones. En este contexto la Ordenación y Restauración Hidrológico-Forestal de Cuencas Degradadas sigue constituyendo un

pilar fundamental de la lucha contra la desertificación, y por eso el PAND contempla estas actuaciones como una de sus líneas de acción principales.

La ordenación de Cuencas parte generalmente de un análisis integrado de los recursos naturales de la cuenca y su nivel de degradación, como base para formular una propuesta de usos del suelo (planificación territorial), que sea sostenible en relación con los recursos suelo, agua y vegetación. Por tanto, esta propuesta de usos se realiza de acuerdo a la capacidad de los diferentes sectores de la cuenca para acoger actividades que sean compatibles con la conservación del suelo y el agua. Así formulada, la ordenación de Cuencas implica o conlleva la prevención de la degradación de tierras y la restauración de aquellas que en su estado actual no cumplen el umbral de sostenibilidad, es decir la lucha contra la desertificación (DGCN, 2002).

Entre las líneas de acción específicas del PAND figura la evaluación y seguimiento de la desertificación en España, y como campos temáticos de actuación u objetivos generales destacan: 1. Prevención y reducción de la degradación de tierras agrícolas y forestales; 2. Restauración de tierras afectadas por la desertificación; 3. Gestión sostenible de los recursos hídricos en zonas afectadas por la desertificación; 4. Predicción de la sequía y reducción de la vulnerabilidad de la sociedad y los sistemas naturales frente a la sequía en zonas áridas y semiáridas afectadas por la desertificación; 5. Protección frente a los incendios forestales. Las obras de corrección hidrológica aparecen incluidas en el campo 2 (Restauración de tierras afectadas por la desertificación), junto a otras medidas tales como la reforestación de terrenos agrícolas marginales y/o abandonados sometidos a procesos de degradación, la recuperación de estructuras de conservación de suelos, la repoblación forestal, con especial atención a la instauración de una cubierta vegetal, y los tratamientos selvícolas para la mejora de cubiertas vegetales degradadas.

1.5 MODELIZACIÓN DE LA EROSIÓN DEL SUELO EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO SEMIÁRIDO

La forma más eficaz para el control de la erosión en términos físicos y económicos comienza con la prevención, porque una vez que los procesos de erosión se aceleran, la acción correctiva no sólo es costosa, sino también insuficiente. Controlar la erosión es muy importante para encontrar un equilibrio entre las fuerzas que preceden al arrastre del material y las que le imponen resistencia. Analizar ese equilibrio y los procesos que intervienen en él es una tarea que debe realizarse antes de la evaluación para tomar medidas que permitan controlar la

erosión. Sin embargo, el control eficaz de la erosión a menudo puede considerarse más un problema político que técnico.

En las áreas semiáridas mediterráneas la erosión hídrica constituye la componente más importante de la erosión del suelo (Cantón *et al.*, 2011). Conocer su naturaleza y magnitud resulta esencial para la prevención de la pérdida de suelo, y programar medidas destinadas a la reducción de la degradación específica de sus ecosistemas. Los procesos de erosión dependen de diversos factores entre los que destacan las características físicas del suelo (textura, estructura, permeabilidad, etc.), la morfología del terreno (grado y longitud de la pendiente, barreras, etc.), el clima (régimen de lluvia, intensidad y duración) y el tipo de protección del suelo (cobertura vegetal, prácticas de protección, etc.) (Mattos, 1999) (Figura 2). Por este motivo, su estudio resulta siempre complejo y la adopción de modelos de predicción de erosión va acompañada de cierto grado de incertidumbre. En medios áridos y semiáridos la observación y medición de los procesos de erosión durante eventos lluviosos conlleva serias dificultades tanto por las bajas escalas temporales como las diferentes escalas espaciales en las que se produce la erosión (Saavedra, 2005). Sin embargo, a pesar de la dificultad de medir la pérdida real de suelo, es posible cuantificar con cierta facilidad y precisión, los factores que la determinan. Con tal finalidad, durante las últimas décadas, se ha fomentado el desarrollo y uso, a veces generalizado, de modelos de erosión que permiten predecir la pérdida de suelo y el transporte de sedimentos (Jetten *et al.*, 2003).

En general, los factores pueden agruparse en 5 clases: clima y precipitación, relieve, suelos, coberturas de usos de suelo y actividades humanas (Saavedra, 2005). Cada uno de los factores afecta a la erosión en alguno de los tres aspectos mencionados (desprendimiento, transporte y deposición). La susceptibilidad del suelo a ser erosionado se denomina erosionabilidad y está relacionada con la facilidad que presentan las partículas del suelo a sufrir desprendimiento y ser transportadas por el agua. Entre las propiedades físicas del suelo que afectan la erosionabilidad figuran la estructura, la textura, la permeabilidad, la profundidad y el contenido de materia orgánica. Por su parte, la erosividad viene determinada por la cantidad, distribución, intensidad y frecuencia de la precipitación. A dichos factores se añaden otros, que también son variables dentro de la cuenca hidrográfica, como la altitud, pendiente, área, perfil longitudinal y transversal, y cobertura de usos de suelo.

La predicción de la distribución espacial e intensidad de la erosión es aún más problemática en áreas con poca disponibilidad de datos experimentales. En dichas zonas la habilidad de extrapolar técnicas, desarrolladas en otras zonas, cobra gran importancia práctica (Saavedra, 2005). Además, el aumento de la

disponibilidad de datos de satélites, con diversos productos, resoluciones espaciales y temporales, proporciona una fuente muy significativa de información, que complementa los datos de campo. Saavedra (2005) aplicó en Bolivia la integración de datos de campo y datos de teledetección para utilizar modelos de predicción de erosión, desde escalas locales a escala de cuenca hidrográfica. Además, la teledetección ha sido utilizada fundamentalmente como una herramienta para la identificación de superficies erosionadas (Jong, 1994; Paringit y Nadaoka, 2003; Meshesha *et al.*, 2012) y el seguimiento temporal de los procesos de erosión a lo largo del tiempo (Chuvieco, 2000; Lambin, 1996; Haboudane *et al.*, 2002; Metternicht y González, 2005). También ha permitido obtener información relevante para ser utilizada en diferentes modelos de erosión, como la clasificación de imágenes satelitales para estimar el Factor C de la Ecuación de la USLE (Zhou y Wu, 2008; Karamesouti *et al.*, 2016).

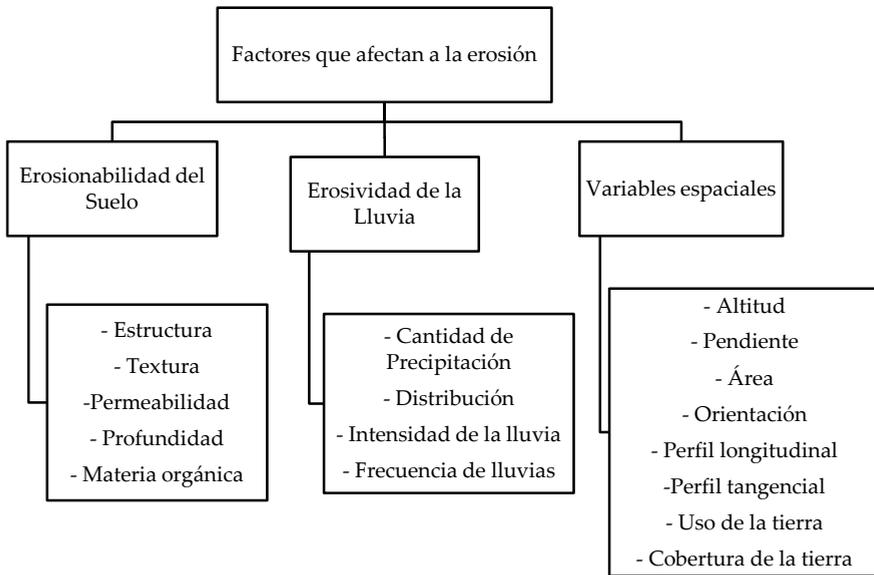


Figura 2: Diagrama de los factores que afectan los procesos de erosión (Saavedra, 2005).

En respuesta a las amenazas relacionadas con la erosión, sobre todo en las tierras agrícolas, diferentes grupos y organizaciones políticas han promovido el desarrollo y aplicación de métodos y técnicas que puedan servir de apoyo en la

toma de decisiones a los agentes responsables en la gestión de los recursos naturales y la lucha contra la erosión (Troeh *et al.*, 1999).

Los métodos más conocidos y más ampliamente aplicados para estimar la pérdida anual de suelos a largo plazo son la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) (Wischmeier y Smith, 1978) y la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) (Renard *et al.*, 1997). Ambos son simples ecuaciones empíricas basadas en factores que representan los principales procesos que causan la erosión. La USLE y la RUSLE han demostrado ser instrumentos de predicción prácticos y accesibles, hasta el punto de que incluso han sido aplicados en diferentes países europeos, para desarrollar estrategias a favor de la conservación del agua y el suelo. Sin embargo, estos modelos han sido muy utilizados y, a veces, extensamente mal aplicados a escalas muy variadas en el mundo entero (Wischmeier y Smith, 1978).

Tabla 10: Evaluación de la erosión en diferentes países europeos (Van-Camp *et al.*, 2004).

País	Modelo
Austria	USLE
Bélgica	USLE/RUSLE
Bulgaria	USLE
República Checa	USLE
Finlandia	USLE
Alemania	USLE
Hungría	USLE
Italia	USLE/RUSLE
Noruega	USLE
Rumanía	USLE
Eslovaquia	USLE/RUSLE
España	USLE
Suiza	USLE

Como puede verse en la Tabla 10, la evaluación inicial de la erosión en diferentes países europeos estuvo dominada por el uso de estas ecuaciones empíricas, ya que la determinación de las tasas de erosión a escala espacial de cuenca resulta una tarea difícil de realizar, debido a las limitaciones en las mediciones de campo. Para asegurar que estas mediciones no se encuentran sesgadas por uno o varios eventos extremos, se hacen necesarias mediciones a largo plazo que

incluyan diferentes años, con el fin de construir una base de datos lo suficientemente amplia. En general, el uso de estos modelos empíricos se extendió de forma considerable, ya que su aplicación resultaba relativamente sencilla cuando se dispone de una escasa información de entrada.

Cantón *et al.* (2011) realizó una extensa revisión de los modelos aplicados para la estimación de escorrentía y la producción de sedimentos en la vertiente mediterránea. En la Tabla 11 se muestra un ejemplo de los principales modelos utilizados según la finalidad perseguida. Como puede observarse en dicha tabla, la mayor parte de la investigación se ha centrado en el estudio de los procesos erosivos en surcos e intersurcos, en detrimento de la erosión en cárcavas o en barrancos (Poesen *et al.*, 2003; Valentín *et al.*, 2005).

Tabla 11: Ejemplos de modelos aplicados en el ámbito mediterráneo semiárido (Cantón *et al.*, 2011).

Modelo	Escala	Objetivo	Referencia
GAMES	C, A	Pérdida de suelo	Conesa García, 1989; Verstraeten <i>et al.</i> , 2003
FSM	C, A	Pérdida de suelo	Verstraeten <i>et al.</i> , 2003; de Vente <i>et al.</i> , 2005; de Vente <i>et al.</i> , 2009
PSIAC	C, A	Pérdida de suelo	de Vente <i>et al.</i> , 2005
GAMES	C, A	Pérdida de suelo	Conesa García, 1989; Verstraeten <i>et al.</i> , 2003
(R)USLE	L, A	Tasas de erosión de suelo	López Bermúdez, 1986; Ortiz Silla <i>et al.</i> , 1999; van der Knijff <i>et al.</i> , 2000
LISEM	L, Sw, E	Evaluación del efecto de los patrones de la vegetación en la escorrentía y la erosión	Boer y Puigdefábregas, 2005
EUROSEM	L, Sw, E	Validación y análisis de sensibilidad de modelos para la escorrentía y la pérdida de suelo en parcelas	Albaladejo <i>et al.</i> , 1994
MEDRUSH	L, M	Evaluación de las interacciones entre vegetación, clima y modelado	Kirkby, 1995
SPEROS	L, D	Determinación de las interacciones entre el agua y la erosión del laboreo como función de superficies de roca fragmentada	Govers <i>et al.</i> , 2006

C = cuenca; L = ladera; Sw = pequeñas cuencas; M = mensual; A = anual; D = década; E = evento.

Tabla 11: Continuación.

Modelo	Escala	Objetivo	Referencia
WATEM-SEDEM	C, A	Evaluación del efecto de los cambios de usos del suelo y los diques de retención en la producción de sedimentos	Boix-Fayos <i>et al.</i> , 2008
PATTERN	Pd, E	Análisis de la respuesta hidrológica como función de las propiedades de las plantas y del suelo	van Wesemael <i>et al.</i> , 2000; van Wesemael <i>et al.</i> , 2006
BUDGET	Pd, A	Evaluación del balance hidrológico a través de la capa arable	Meerkerk <i>et al.</i> , 2008
LAPSUS	C, A	Evaluación del efecto del patrón de vegetación y de las terrazas de cultivo en la conectividad	Lesschen <i>et al.</i> , 2009
PESERA	L, M, A	Estimación de escorrentía mensual y tasas de erosión de suelo	Kirkby <i>et al.</i> , 2008
SPADS	C, A	Predicción de producción de sedimentos e identificación de las áreas productoras de sedimentos	de Vente <i>et al.</i> , 2008

C = cuenca; L = ladera; Pd: pedón; A = anual; M = mensual; E = evento.

Modelos como CREAMS (Knisel, 1980), EGEM (Woodward, 1999), AnnAGNPS (Gordon *et al.*, 2007), WEPP (USDA, 1995) y CHILD (Tucker *et al.*, 2001) se han desarrollado para predecir la erosión producida en cárcavas (*gullies*). En algunos estudios ha sido utilizado el análisis de regresión logística (Martínez-Casasnovas *et al.*, 2004; Handley, 2011) para las estimaciones de tasas de erosión del suelo en áreas abarrancadas semiáridas. Sin embargo, la investigación sobre la erosión en cárcavas se ha centrado tradicionalmente en estudios a escala de ladera (López-Vicente y Navas, 2009).

En cuanto al sureste de España, la aplicación de la USLE en diferentes subcuencas del río Segura dio como resultado altas tasas de erosión entre 30,2 y 80,4 t·ha⁻¹·año⁻¹ (López Bermúdez, 1986). En superficies agrícolas se obtuvieron tasas entre 0 y 50 t·ha⁻¹·año⁻¹ (Ortiz Silla *et al.*, 1999), mientras que Méndez García (1997) utilizó la RUSLE en superficies agrícolas de secano obteniendo tasas erosivas de 17 t·ha⁻¹·año⁻¹.

El modelo PESERA fue aplicado en esta área como parte de evaluaciones paneuropeas (Van der Knijff *et al.*, 2000; Kirkby *et al.*, 2008). Dicho modelo fue

desarrollado para su aplicación específica en grandes áreas mediante la descripción de los procesos físicos que controlan la erosión laminar concentrada, y se diseñó de forma simple para posibilitar su aplicación con los datos disponibles en Europa. Sin embargo, a pesar de que la validación de PESERA en campo es todavía escasa (Licciardello *et al.*, 2009; Tsara *et al.*, 2005), el modelo muestra un cierto potencial para la estimación de las tasas de erosión del suelo a una escala regional (de Vente *et al.*, 2013).

Por su parte, el submodelo de vegetación MEDRUSH (Kirkby, 1995), que genera tanto escenarios de crecimiento de vegetación como escorrentía superficial o transporte de sedimentos, fue calibrado y utilizado en diferentes áreas mediterráneas, incluida la Región de Murcia, obteniéndose buenos resultados.

Recientemente, han sido utilizados los registros disponibles de volúmenes de sedimentos retenidos por embalses de la vertiente mediterránea española para la validación de diferentes modelos de erosión (de Vente *et al.*, 2008; Alatorre *et al.*, 2010), comparando la eficacia y validez de tres modelos espacialmente distribuidos para la predicción de la producción de sedimentos a escala de cuenca en ambientes mediterráneos. Los modelos incluidos en este estudio fueron WATEM-SEDEM (Van Oost *et al.*, 2000, Van Rompaey *et al.*, 2001, Verstraeten *et al.*, 2002), PESERA (Kirkby *et al.*, 2008) y SPADS. Alatorre *et al.* (2010), utilizó el modelo WATEM-SEDEM para modelizar la producción de sedimentos en la cuenca del río Ésera, a partir de los registros de sedimentos acumulados en el embalse de Barasona (NE de España). Es necesario mencionar el hecho de que determinados modelos basados en las ecuaciones USLE/RUSLE, sobrestiman las tasas de pérdida de suelo, sobre todo, cuando estas son comparadas con los volúmenes de sedimentos en los embalses obtenidos a partir de los modelos WATEM-SEDEM y PESERA anteriormente mencionados (Boix-Fayos *et al.*, 2005; de Vente *et al.*, 2008), o aquellos otros aplicados a pequeñas cuencas (LISEM), con el fin de probar la hipótesis de que la escorrentía y la pérdida de suelos podía ser afectada por la variación de las estructuras vegetales (Boer y Puigdefábregas, 2005).

Garg y Jothiprakash (2010) investigaron la eficiencia de los enfoques empíricos convencionales junto a las técnicas basadas en modelos de redes neuronales, obteniendo como resultado, que los modelos basados en redes neuronales realizaban mejores estimaciones que los modelos empíricos. Varios investigadores (Neil y Mazari, 1993; Verstraeten y Poesen, 2002) han concluido que la eficiencia de la trampa de sedimentos en los embalses, es un parámetro muy importante para evaluar los sedimentos que se depositan en sus vasos. En los casos donde no se contabiliza, la producción de sedimentos será subestimada (Espinosa-Villegas y Schnoor, 2009).

Finalmente, modelos como WEPP y SWAT suponen una buena opción para el cálculo de tasas de escorrentía, producción y transporte de sedimentos, ya que permiten la incorporación de información de aforo de sólidos en la determinación de la cantidad de sedimentos de entrada a un embalse, en regiones donde predominan los procesos erosivos en cárcavas (Martínez Salvador *et al.*, 2015). La fiabilidad de tales modelos depende de un robusto proceso de calibración y/o validación que, en las cuencas no reguladas, como ocurre en una gran parte de pequeñas cuencas, puede limitar el amplio uso de estos modelos (Bussi *et al.*, 2013).

2

Evaluación de la erosión en el área vertiente al embalse del Argos (Cuenca del Segura)

2.1 ÁREA DE ESTUDIO Y CONDICIONES AMBIENTALES

El área elegida para el presente estudio ha sido el área vertiente al embalse del Argos. Cuenta con una extensión de 510 km², situada en el oeste de la Cuenca Hidrográfica del Segura, en la Región de Murcia (Figura 3).

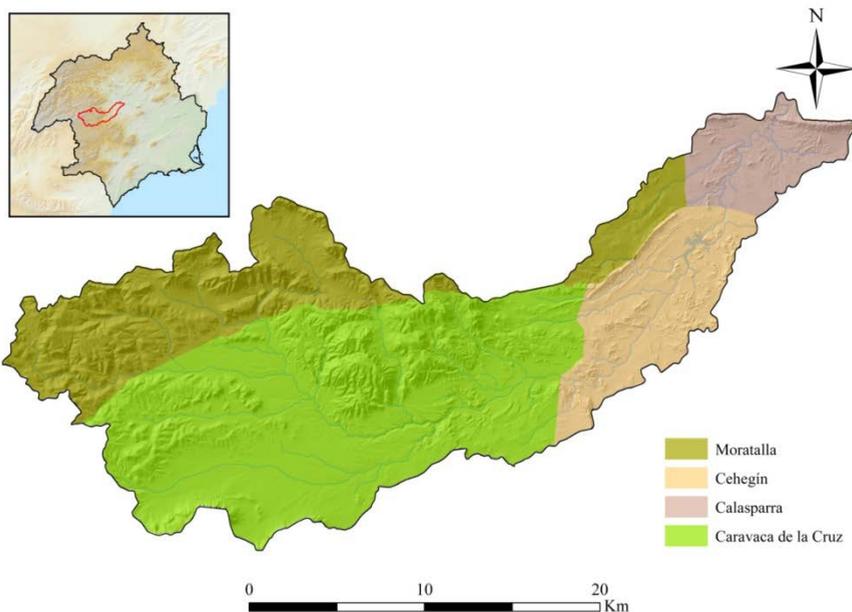


Figura 3: Localización de la cuenca hidrográfica del río Argos dentro de la Demarcación Hidrográfica del Segura y municipios abarcados.

Esta cuenca abarca los términos municipales que forman la Comarca del Noroeste (Moratalla, Calasparra, Cehegín y Caravaca de la Cruz).

La selección de esta área piloto ha estado condicionada por la disponibilidad de los datos suficientes para poder realizar el estudio, fundamentalmente aquellos derivados de las sucesivas campañas de aforo de sólidos, reconocimientos batimétricos e informes sedimentológicos. Además, dicha cuenca se halla enmarcada dentro del dominio del ombroclima semiárido mediterráneo, y su río Argos mantiene aún un régimen cuasi-natural no intervenido hasta su llegada al embalse. Cabe tener también en cuenta que se trata de una cuenca con presencia de terrenos kársticos, que han supuesto una importante regulación natural del régimen hidrológico, y cuyos recursos acuíferos han sido continuamente explotados para actividades ligadas al sector primario.

2.1.1 Unidades y formas de relieve

El río Argos propiamente dicho se forma a partir de la confluencia de varias ramblas y barrancos que vierten de las Sierras de Villafuerte, la Sierra de los Álamos, la Sierra de la Puerta, la Sierra del Mojante, la Sierra del Gavilán y la Cuerda de la Serreta, en los términos municipales de Moratalla, Caravaca de la Cruz y Calasparra.

El relieve de la cuenca vertiente se caracteriza por la alternancia de unidades montañosas ordenadas en dirección Suroeste-Noreste, constituida por materiales fundamentalmente calizo-dolomíticos, que muestran la arquitectura típica del relieve kárstico. Tal como puede apreciarse en la Figura 4, la cuenca hidrográfica tiene una forma alargada, quedando el embalse situado en su extremo de cierre al noreste, donde, por otra parte, se concentran las aguas del río Argos y sus afluentes. La cabecera, en cambio, ocupa la parte septentrional, más montañosa y con mayores pendientes. La altitud máxima y mínima es de 1.713 y 256 m respectivamente, siendo la altitud media de 985 m.

La parte septentrional está delimitada en dirección Oeste-Este por las siguientes sierras:

- La Sierra de Villafuerte es un relieve constituido principalmente por materiales dolomíticos, en el que se encuentra el punto con mayor altitud de la cuenca (1.713 m).
- La Sierra de los Álamos constituye un frente de cabalgamiento de margas cretácicas y dolomías jurásicas.
- La Sierra de la Puerta está formada principalmente por calizas bioclásticas del Eoceno Superior, con una altitud máxima de 741 m.

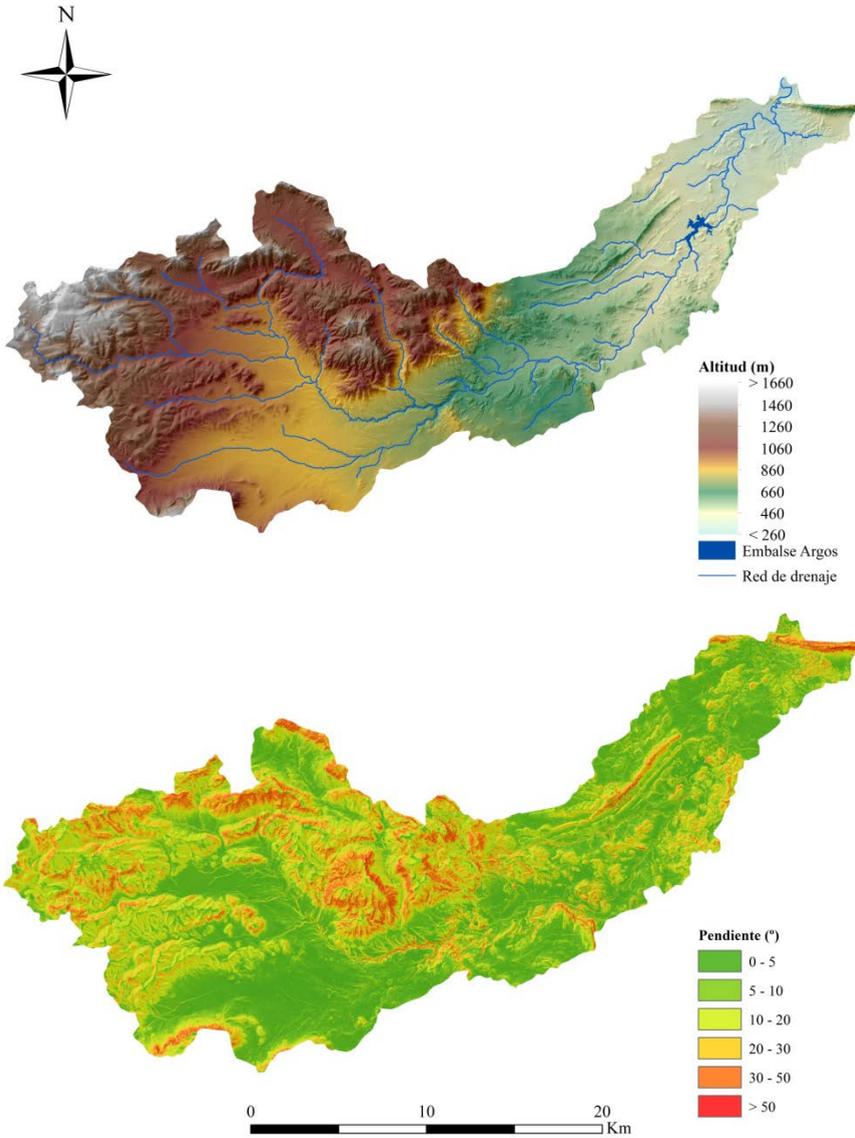


Figura 4: MDT, red de drenaje y distribución de pendientes relativas en la cuenca del río Argos.

La zona suroeste queda definida por la Sierra de Mojantes, constituida por materiales calizos, cuya altitud máxima es de 1.612 m, y un área interior donde

se erige la Sierra del Gavilán con alineación noreste-suroeste, predominio de calizas y dolomías del Mesozoico, y altitudes entre los 1.000 y 1.200 m. En la zona sureste aparece una sucesión de cerros dispersos que normalmente no superan los 600 m de altitud. El valle fluvial situado en la parte central con dirección Este, y salpicado de pequeñas elevaciones, se halla colmatado por materiales neógeno-cuaternarios, que en superficie han conformado un área de vega o huerta. La alternancia de materiales duros (calizas y dolomías) y blandos (margas, arcillas, areniscas y calizas margosas) junto a una estructura compleja, en la que los corrimientos, los cabalgamientos y las fracturas verticales son fenómenos recurrentes, explican esta disposición morfoestructural (González Ortiz, 1983).

La distribución de pendientes es desigual en el conjunto de la cuenca, si bien se distinguen dos sectores contrastados: 1. sector oeste y centro-norte, con terrenos más empinados; y 2. sector este y meridional, donde predominan las tierras más bajas. La mitad septentrional presenta pendientes muy variadas entre 0 y 50°, siendo bastante significativo el intervalo entre 10 y 30° (> 35 % de la superficie de la cuenca) (Figura 4). Las pendientes más acusadas (30-50°) corresponden a las laderas de las Sierras de los Álamos y de Villafuerte, y las más suaves se sitúan en la parte sur y sureste de la cuenca, concretamente en el tramo medio y bajo del río Argos, con intervalos comprendidos entre los 0 y 10°.

2.1.2 Marco geológico: Características estructurales y litológicas

La cuenca del río Argos se sitúa en la parte más septentrional de las Cordilleras Béticas, cadenas montañosas de plegamiento alpino que se extienden al sur de la península Ibérica, sobre la mayor parte de Andalucía, Murcia y Sur de la Comunidad Valenciana. Presentan una estructura en mantos de corrimiento cuyo origen se remonta al Cretácico y el Terciario, con una disposición centrífuga respecto al área ocupada por el mar Mediterráneo (Martín Algarra, 1987). Dentro de las cordilleras béticas se distinguen dos grandes zonas o dominios con características distintas a nivel cortical, petrológico y estructural, así como un origen paleogeográfico diferente: Las Zonas Externas, formadas por sedimentos provenientes de la cuenca marina preexistente sin metamorfozarse dispuestos en pliegues con ligeros cabalgamientos, y las Zonas Internas, caracterizadas por el

apilamiento de mantos de corrimiento de mayor complejidad con materiales esencialmente metamórficos.

El área de estudio se enmarca dentro de las Zonas Externas o Dominio Suribérico, que representan las formaciones originadas desde el Trías hasta el Mioceno. Se caracterizan por una estructura en la que se distinguen materiales mesozoicos y cenozoicos plegados y cabalgados con vergencia general hacia el Oeste y Noroeste, despegados del zócalo Paleozoico Hercínico que no aflora y permanece a una profundidad en torno a 5-8 km, constituido por materiales análogos al Macizo Ibérico. El Trías arcilloso-evaporítico actúa como material de despegue (CEDEX, 1994).

Según la naturaleza de los materiales y el grado de deformación se distinguen dos zonas principales:

- Prebético: materiales depositados en medios poco profundos, principalmente carbonatados, que durante el Mesozoico representaba la zona de plataforma marina adyacente al continente, el cual estaba constituido por el Macizo Ibérico. Esta cercanía al continente propició la sedimentación también de materiales terrígenos procedentes del mismo.

A su vez este dominio se subdivide en: a) Prebético Externo, conformado por arenas, areniscas, conglomerados silíceos y margas terrígenas de facies Weald-Utrillas correspondientes al Cretácico inferior, y dolomías y calizas masivas del Cretácico Superior (Jerez Mir, 1973; Jerez Mir *et al.*, 1973); b) Prebético Interno, similar estructura que el externo pero con presencia de materiales carbonatados y detríticos del Paleógeno sobre las calizas del Cretácico Superior.

- Subbético: de facies de origen pelágico y profundo a partir del Lías Medio, que representa la zona de depósito marino más alejada del continente, por lo que no se aprecia influencia de sedimentos continentales. Predominan materiales de origen oceánico como margocalizas y margas con intercalaciones eventuales de rocas volcánicas efusivas de erupciones submarinas durante el Mesozoico.

Además, en algunas zonas aparecen cabalgando sobre el Prebético y bajo el dominio Subbético estructuras con características propias e importantes variaciones laterales denominadas Unidades Intermedias o zonas de Prebético meri-

dional. Proviene de materiales de tipo turbidítico sedimentados sobre el talud continental que localmente pueden alcanzar potencias considerables (CEDEX, 1994).

En el área de estudio imperan los materiales del Subbético Medio Externo, con predominio de calizas y dolomías del Jurásico en la parte norte y oeste, y materiales arcillosos del Triásico en la parte sureste y este. Se distingue un afloramiento de Unidades Intermedias representadas por calizas, margas, arenas, areniscas y calizas nummulíticas localizadas en la parte norte y noreste de la cuenca (Figura 5).

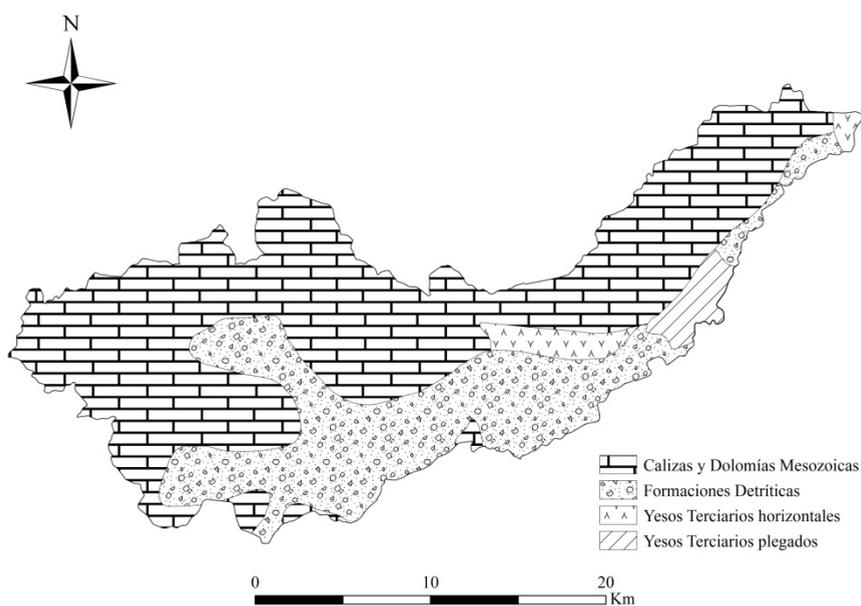


Figura 5: Esquema litológico de la cuenca del río Argos.

Las formaciones anteriores están cubiertas por margas, calizas y areniscas del neógeno y en mayor medida por materiales del Cuaternario (IGME, 2016). La cobertura cuaternaria está constituida por materiales autóctonos correspondientes a las formaciones post-orogénicas, depositados posteriormente a la puesta en lugar de las unidades alóctonas (CHS, 2016).

2.1.3 Tipos de suelos

En cuanto a la edafología del área de estudio, destacan los descritos a continuación (ICONA, 1986):

- Litosoles: suelos poco profundos localizados en zonas escarpadas y sobre materiales muy consolidados que aparecen en las Sierras del Gavián, Villafuerte y Mojantes.

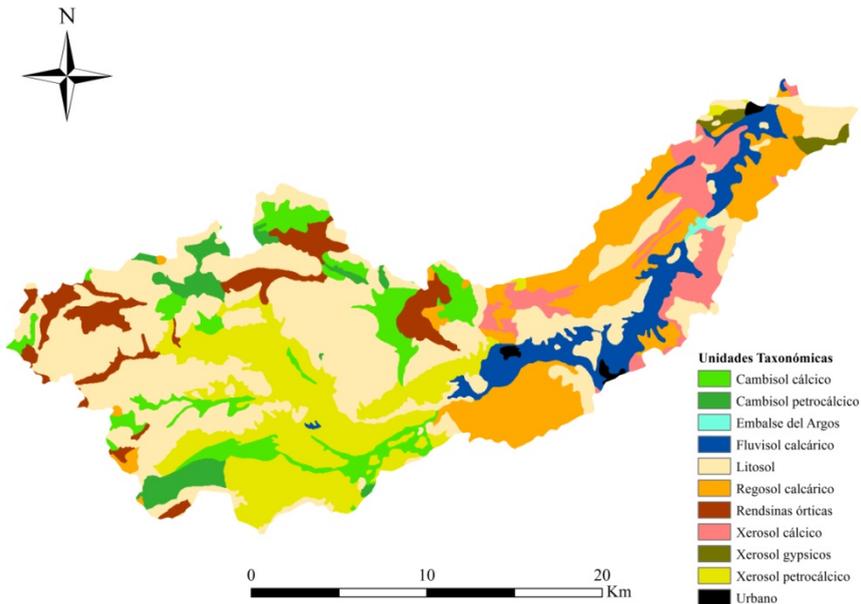


Figura 6: Distribución de unidades taxonómicas de suelos (ICONA, 1986).

- Xerosoles cálcicos y petrocálcicos: son los suelos más extendidos de la Cuenca del Segura. Se desarrollan sobre litologías carbonatadas. Son frecuentes al pie de los relieves montañosos.
- Los xerosoles cálcicos son suelos bastante adecuados para el cultivo, aunque la presencia del horizonte petrocálcico puede suponer una limitación para el desarrollo de cultivos.

- Fluvisoles calcáricos: suelos muy fértiles localizados sobre materiales depositados en ambientes fluviales. Aparecen en el valle del río Argos y alcanzan su máxima extensión desde Caravaca hasta la desembocadura del río.

2.1.4 Condiciones climáticas

La cuenca del río Argos presenta unos rasgos climáticos semiáridos, en donde la presencia del relieve introduce factores locales diferenciados de altitud, exposición y orientación. Como rasgos destacables del clima se encuentra su alta termicidad media, la irregularidad de las precipitaciones con una marcada sequía estival y una fuerte evapotranspiración en la parte Centro-Este de la cuenca.

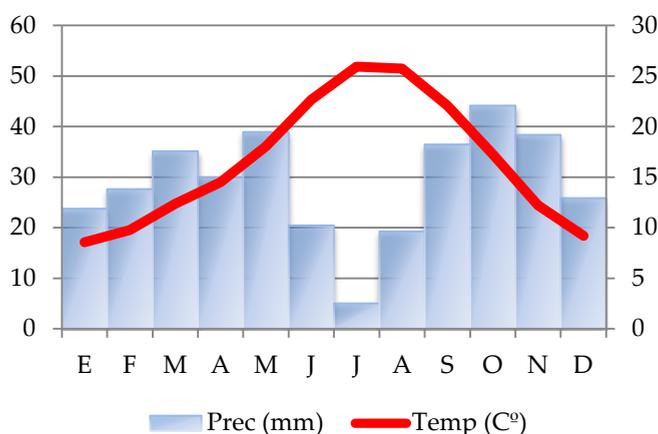


Figura 7: Climograma de la estación Embalse del Argos (periodo 1972-2015) elaborado a partir de datos del AEMET.

Las temperaturas medias oscilan entre los 11 y 16 °C, coincidiendo el mes más frío con el mes de enero y el más caluroso con agosto. Las máximas absolutas se registran en el mes de agosto, alcanzándose los 44 °C, mientras que el número de días en que son rebasados los 30 °C se encuentra en torno a 40. Por su parte, la amplitud térmica anual suele situarse en torno a los 13 °C (e.g. en el embalse del Argos).

La estación meteorológica del Embalse del Argos representa el promedio de la lluvia anual, que asciende a 345 mm. Las mayores precipitaciones se producen en el mes de octubre, mientras que el mes más seco es julio. La sequía queda repartida entre los meses de mayo a septiembre, aunque esta es más acusada en los meses estivales (Figura 7).

La distribución geográfica de las precipitaciones presenta un gradiente que varía desde la parte septentrional de la cuenca, donde su abrupto relieve genera una situación de abrigo que favorece las precipitaciones, pudiendo superar los 450 mm, hasta la parte este y sur, en donde las precipitaciones se ven reducidas y llegan a situarse en torno a los 300 mm (Figura 8).

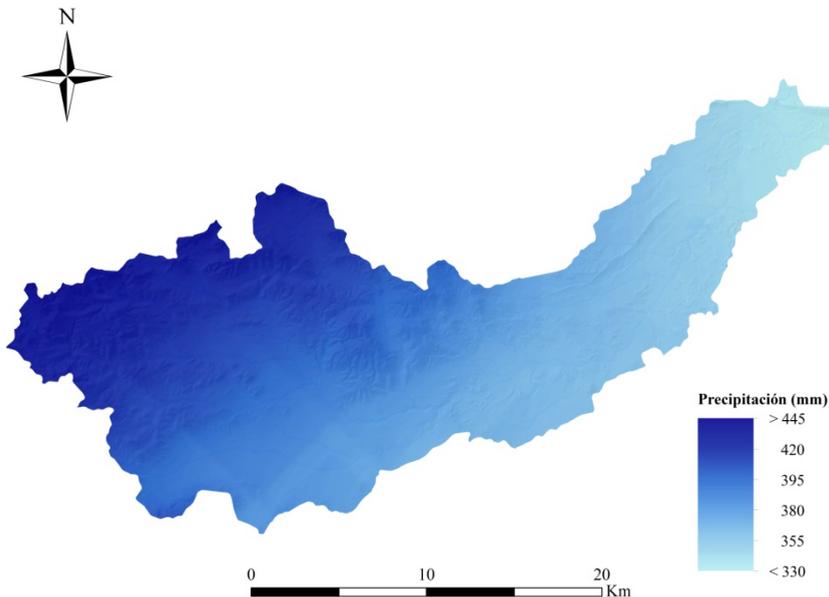


Figura 8: Mapa de distribución de la precipitación media anual en la cuenca del río Argos elaborado a partir de los datos de 74 estaciones vecinas (Modelo Krigado).

En la zona septentrional se registran temperaturas medias por debajo de los 11 °C, siendo los meses de enero y febrero los meses más fríos con temperaturas

mensuales que oscilan entre los 4 y 8 °C. Sin embargo los veranos son más frescos y fríos que en el resto de la Región de Murcia, debido al efecto de la continentalidad del clima mediterráneo, gracias al efecto orográfico, con temperaturas medias que oscilan sobre los 24 y 28 °C. Las temperaturas medias van aumentando hacia el sector este y sur de la cuenca, donde oscilan entre 14 y 16 °C hasta llegar a la desembocadura del río Argos (Figura 9).

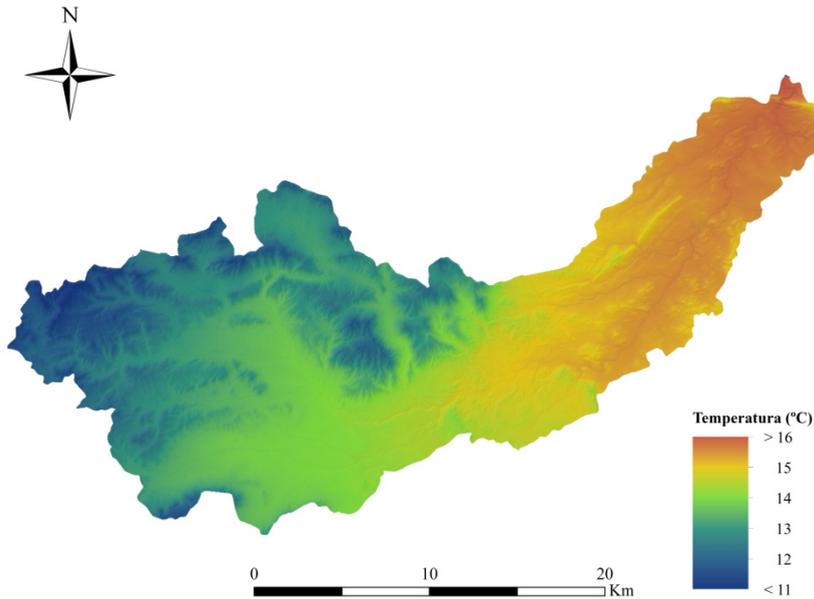


Figura 9: Mapa de distribución de la temperatura media anual en la cuenca del río Argos elaborado a partir de los datos de 63 estaciones vecinas (Modelo Krigeado).

Para tiempos de retorno de 100 años la cuenca se halla afectada por las isoprecipitaciones máximas diarias de 125 a 145 mm y para tiempos de retorno de 500 años queda englobada por las isolíneas de 165 a 190 mm (Figura 10). Si se considera además que estas precipitaciones máximas probables se registran en los sectores de cabecera de los principales cursos afluentes y en la parte aguas abajo al embalse, es lógico pensar que el solapamiento de las ondas de crecida se produzca desde el embalse del Argos.

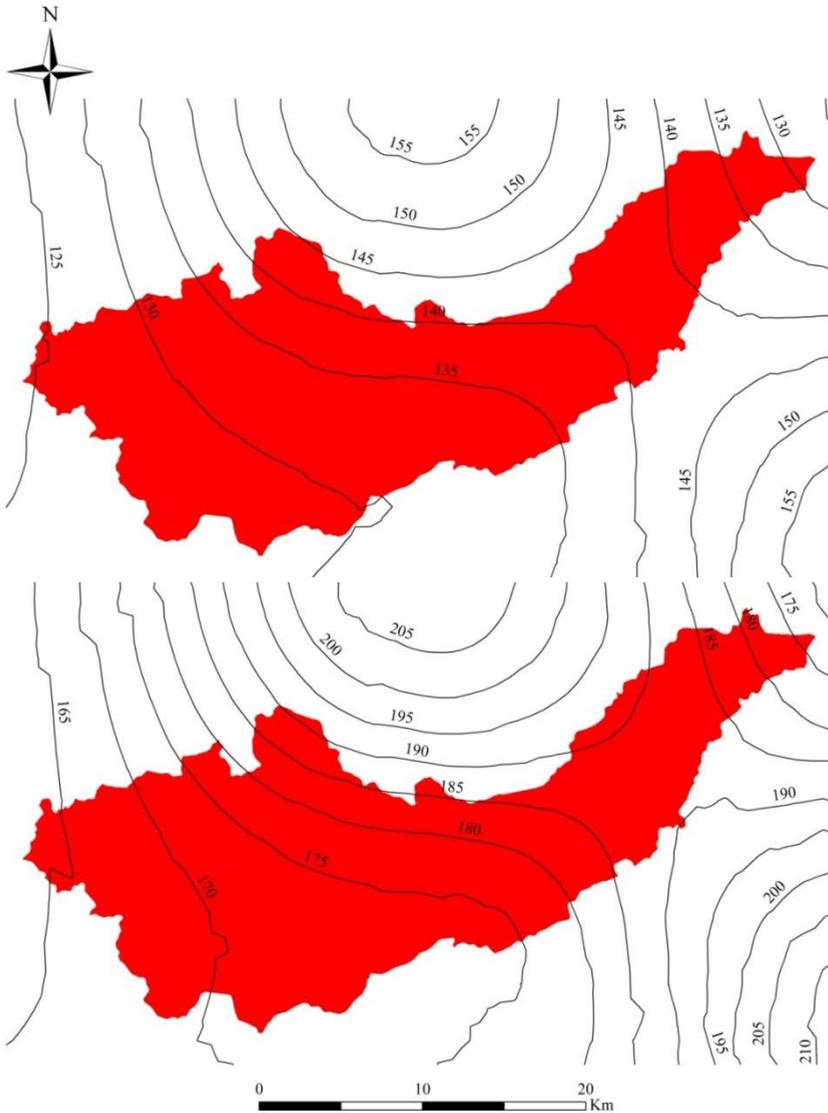


Figura 10: Isoyetas de precipitación máxima diaria para diferentes tiempos de retorno ($Tr = 100$ y 500 años) elaborado a partir de los datos de 85 estaciones vecinas (Modelo Krigeado).

La evapotranspiración también tiene una marcada influencia por efecto orográfico, en cuanto a la disposición de las alineaciones montañosas situadas en la

parte noroeste de la cuenca. La evapotranspiración no supera los 460 mm en la zona septentrional situada por encima de los 900 m de altitud, pero se incrementa de forma significativa hacia el este hasta la desembocadura, en el embalse del Argos, donde puede alcanzar valores próximos a 860 mm (Figura 11).

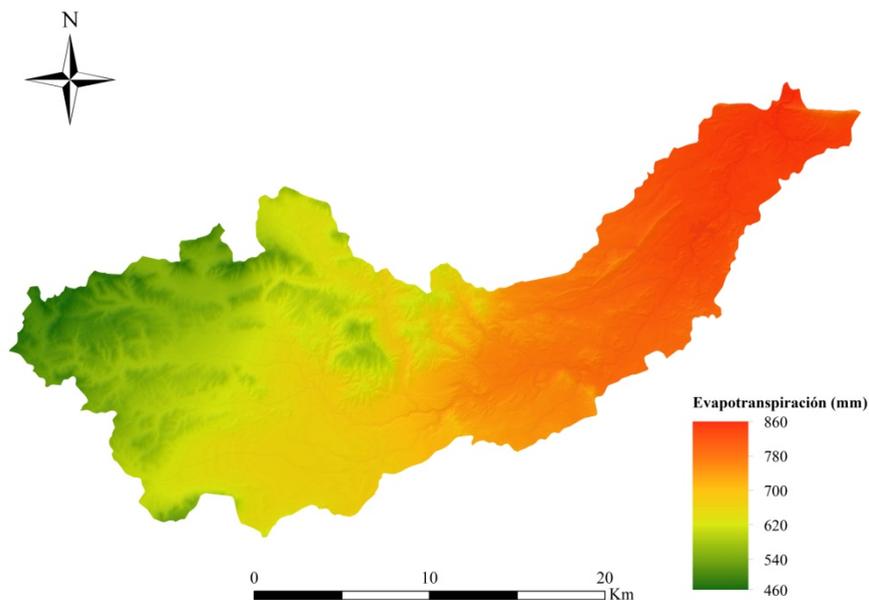


Figura 11: Mapa de distribución de la evapotranspiración media anual en la cuenca del río Argos elaborado a partir de los datos de 63 estaciones vecinas (Modelo Krigeado).

De acuerdo con dichas características climáticas, esta cuenca pertenece biogeográficamente a los pisos Mesomediterráneo y Supramediterráneo. El piso Supramediterráneo incluye las Sierras de Mojantes, del Gavilán y de Villafuerte, mientras que la mayor parte de la cuenca quedaría englobada en el piso Mesomediterráneo.

2.1.5 Aguas superficiales y subterráneas

El río Argos es uno de los afluentes de la margen derecha del río Segura con un régimen permanente y natural. La mayor parte de sus afluentes están constituidos por ramblas y barrancos caracterizados por una respuesta hidrológica irregular, condicionada por precipitaciones torrenciales. Los barrancos y ramblas de su cabecera (entre ellas, las ramblas de los Calderones, de las Buitreras, de Parriel, de la Higuera y la de Béjar) recorren buena parte de las estribaciones de la Sierra del Gavilán y de Villafuerte. La longitud total del río Argos hasta su desembocadura en el río Segura es de 47,8 km, y su longitud hasta el embalse del Argos de 32,6 km, con una pendiente de 1,04%. Según el índice de calidad del bosque de ribera (QBR), la calidad de la vegetación ripícola es buena antes del embalse e intermedia hasta llegar a su desembocadura.

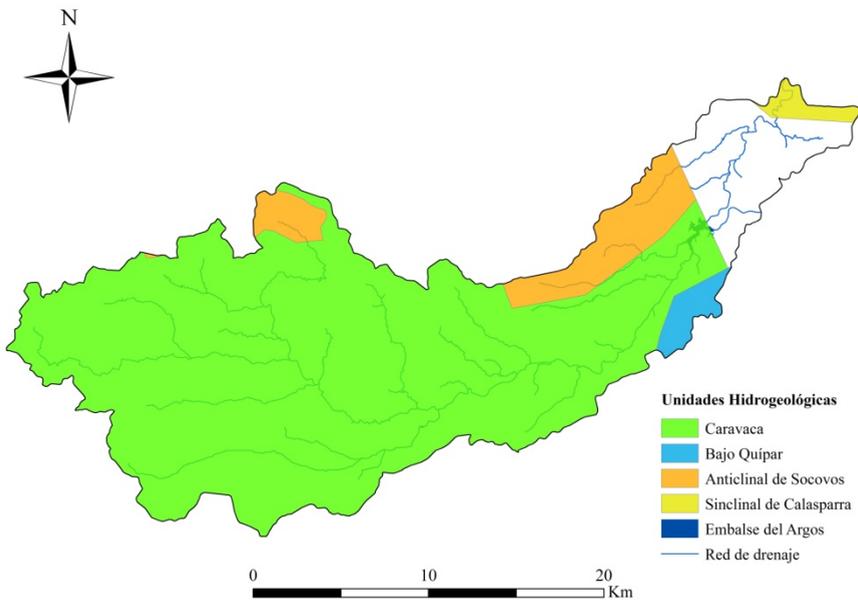


Figura 12: Unidades Hidrogeológicas.

La cuenca del río Argos está integrada principalmente por cuatro unidades hidrogeológicas (UH): Unidad de Caravaca, Unidad del Bajo Quípar, el Anticlinal de Socovos y el Sinclinal de Calasparra (Figura 12). Estas UH engloban un

total de 11 acuíferos repartidos por toda la Cuenca Hidrográfica (Figura 13). Sin embargo, sus masas de agua no se encuentran en su totalidad dentro de los límites de dicha cuenca, sino que éstas se hallan compartidas con cuencas colindantes. Las principales características de estas unidades hidrogeológicas son las siguientes:

- *UH – Caravaca*. Esta unidad ocupa 412 km² dentro de la cuenca del Argos, siendo la de mayor extensión. Se encuentra formada por varios acuíferos, conectados hidráulicamente entre sí y constituidos por materiales calizos y dolomíticos del Lías Inferior y Medio, con espesores entre 300 y 650 m. Aparecen también otros materiales permeables detríticos miocenos, pliocenos y cuaternarios, con espesores totales entre 50-100 m, y carbonatos del Muschelkalk con 200 m de espesor. Presentan una estructura geológica en manto, que se dispone tectónicamente sobre las arcillas y yesos del Trías (Keuper), margas Cretácico-Terciarias y margas y areniscas Eoceno-Miocenas. La recarga del acuífero se produce principalmente por infiltración del agua de lluvia y, en menor medida, por aportes laterales y retornos de riego (CHS, 2013). Esta unidad incluiría los acuíferos Cerro Gordo, Álamos, Noguera, Gavilán, Argos, Sima, Revolcadores-Serrata y Quípar.
- *UH - Anticlinal de Socovos*. Se sitúa al este de las Sierras del Segura-Cazorla y su formación permeable principal son dolomías del Cenomaniense-Turonense, seguidas de calizas del Eoceno, con espesores comprendidos entre los 200 y 600 m. Su límite viene dado por el cabalgamiento de la Sierra de la Puerta y dentro de la cuenca del Argos ocupa unos 40 km² (CHS, 2013). Esta Unidad hidrogeológica incluiría el acuífero del Anticlinal de Socovos.
- *UH - Bajo Quípar*. Esta unidad está formada por varios acuíferos constituidos principalmente por calizas del Muschelkalk, con potencias entre 130 y 200 m. Se distinguen otros materiales carbonatados triásicos y detríticos cuaternarios, con espesores en conjunto entre 150 y 200 m, y arcillas del Mioceno Medio-Superior. El estrato impermeable de base se compone principalmente por arcillas, yesos y areniscas del Buntsandstein. Sin embargo, en la zona noroeste el yacente impermeable está formado por margas del Cretácico Inferior y al noreste por margocalizas

del Cretácico Superior (CHS, 2013). Ocupa una extensión aproximada de 9 km² dentro de esta cuenca. El acuífero del Pintor quedaría incluido dentro de esta unidad hidrogeológica.

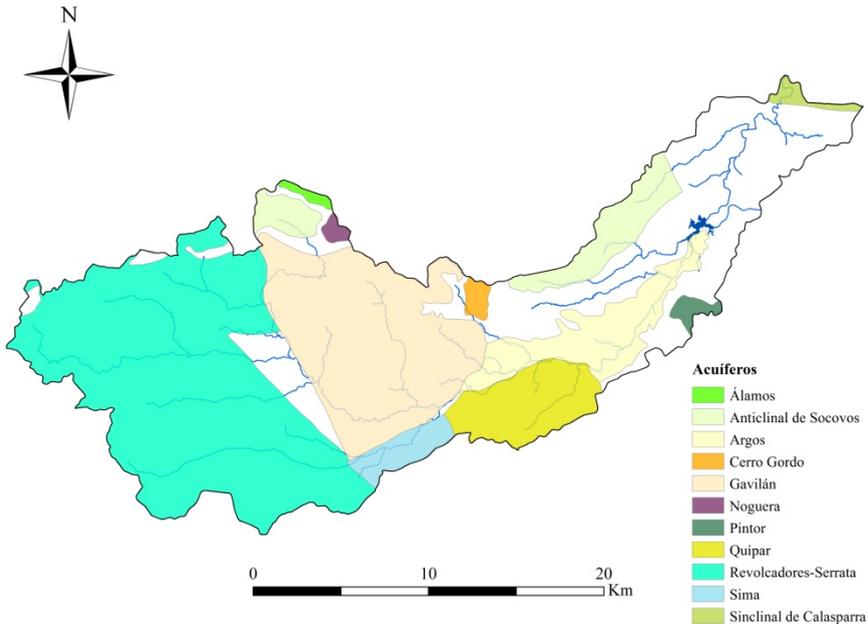


Figura 13: Distribución de los acuíferos en la cuenca del río Argos.

- *UH - Sinclinal de Calasparra.* Esta unidad se caracteriza por la presencia de una estructura sinclinal afectada por fallas y pliegues en champiñón. Está formada por calizas y dolomías del Lías-Dogger (150-250 m de potencia), calizas y dolomías masivas del Kimmeridgiense Medio (100 m), dolomías arenosas y calizas del Cretácico Superior (460-600 m) y calcarinitas del Mioceno. Los materiales impermeables que limitan el sistema son generalmente arcillas yesíferas del Trías, margocalizas del Kimmeridgiense Inferior y arenas y margas de Utrillas. El principal acuífero es el Cretácico Superior, que se encuentra conectado con el Jurásico a favor de accidentes tectónicos (CHS, 2013). La extensión que ocupa en la cuenca es aproximadamente de 7 km² e incluiría dentro de esta unidad el acuífero Sinclinal de Calasparra.

2.1.6 Usos del suelo

- Vegetación natural

Las formaciones vegetales con mayor presencia en la cuenca del río Argos son los bosques de coníferas que aparecen en zonas alejadas del curso fluvial, en los cerros más pedregosos. La especie predominante es el Pino carrasco (*Pinus halepensis*), normalmente acompañado de esparto (*Stipa tenacissima*), escobilla (*Salsola genistoides*), lastón (*Brachypodium retusum*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), coscoja (*Quercus coccifera*), sabina negra (*Juniperus phoenicea*) y espino negro (*Rhamnus lycioides*), entre otros.

Aunque en los últimos tiempos haya ido descendiendo su presencia, en el río Argos destacan las formaciones de Alamedas, caracterizadas por su gran altura y el predominio de álamos blancos (*Populus alba*) y chopos (*Populus nigra*), así como baladres (*Nerium oleander*) en el estrato arbustivo. En menor medida se encuentran otras especies arbóreas tales como olmos (*Ulmus minor*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), sauces (*Salix neotricha*) y tarays (*Tamarix gallica*).

Pueden aparecer especies herbáceas gramíneas como *Brachypodium phoenicoides*, *Piptatherum miliaceum*, *Saccharum ravennae*, etc., y algunas leñosas, principalmente esparragueras (*Asparagus acutifolius*).

En los márgenes externos del río, donde existe influencia antrópica, se emplazan bosques de olmos (*Ulmus minor*), con especies esciófilas en el estrato herbáceo como hiedra (*Hedera helix*), *Asparagus acutifolius*, *Arum italicum*, *Vinca difformis*, etc. (Alcaraz Ariza et al., 2014).

- Espacios protegidos

La cuenca del río Argos cuenta con superficies declaradas de protección de hábitats o especies, que son aquellas en las que el mantenimiento o mejora del estado del agua constituye un factor importante de protección, tales como los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) (Directiva 92/43/CEE), y las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva 2009/147/CE), integrados en la red Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE). El marco normativo para la protección de estas zonas al nivel nacional está constituido por la Ley 42/2007, del Patrimonio y de la Biodiversidad.

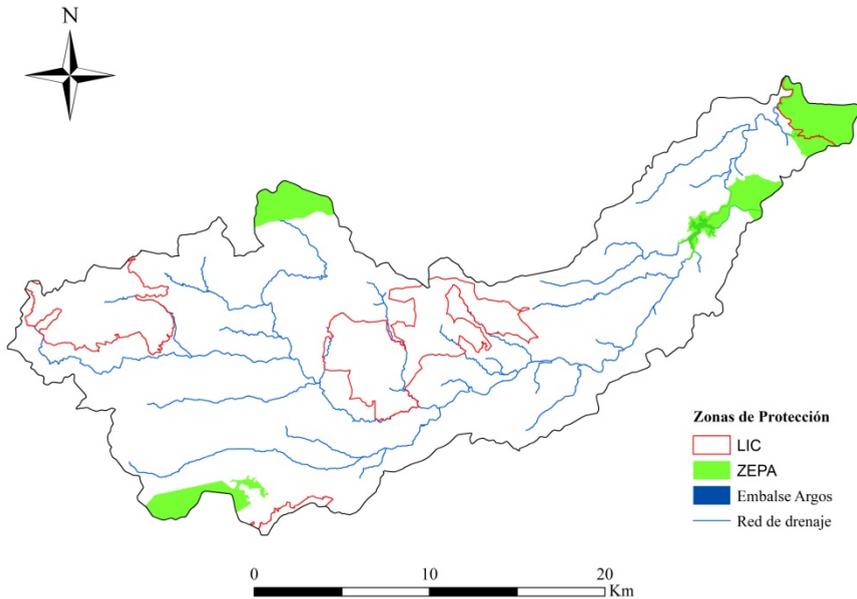


Figura 14: Espacios de protección especial.

Las zonas protegidas se distribuyen por toda la extensión de la cuenca del Argos (Figura 14). De hecho, el río discurre entre dichas zonas protegidas, y, por tanto, constituye una zona sensible que fue declarada como tal por el antiguo Ministerio de Medio Ambiente, mediante Resolución de 10 de julio de 2006, de la Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad, donde deben de reducirse ciertos nutrientes mediante un tratamiento adicional.

Los principales espacios protegidos bajo las figuras de LIC y ZEPA presentes en la cuenca del río Argos son los siguientes (MAPAMA, 2017b):

- *LIC Sierra de Villafuerte:* Destaca por ser el espacio con mayor diversidad de ambientes dentro de la Región de Murcia, desde pinares de alta montaña y sabinares exclusivos de Murcia hasta tomillares halófilos en salinas. De acuerdo con la Directiva, las comunidades prioritarias son: los pinares de *Pinus nigra subsp. clusiana* (pino blanco), asociación representada en alta montaña, los sabinares Supramediterráneos de *Juniperus*

thurifera subsp. thurifera (sabina albar), subasociación casi exclusiva murciana, los sabinares de *Juniperus phoenicea subsp. phoenicea* presentes sobre rocas y litosuelos, representados en dos asociaciones (con y sin pino blanco), los pastizales de *Poa bulbosa*, los pastizales Mesosupramediterráneos sobre arenas dolomíticas con *Silene psammitis* y *Arenaria tenuis*, los lastonares de *Brachypodium retusum*, las formaciones de *Sedum sediforme* (uña de gato) sobre litosuelos, los tomillares de yesos y los tomillares halófilos en salinas.

- *LIC Sierra del Gavilán*: Las formaciones más importantes son los coscojares y los sabinares Mesomediterráneos de *Juniperus phoenicea subsp. phoenicea* en zonas rocosas de cumbre, los cuales presentan un buen estado de conservación, así como los lastonares de *Brachypodium*. Destaca la importante riqueza florística, con endemismos propios béticos.
- *LIC de las Sierras y Vega Alta del Segura y ríos Alhárabe y Moratalla*: Comprende las riberas fluviales de dichos ríos y el conjunto de sierras de su entorno. Las formaciones vegetales asociadas a los cauces fluviales presentan bosques de ribera mixtos con orlas de zarzal, cañaveral y tarayal, y restos de alamedas y saucedas. Destaca la presencia de fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y olmos (*Ulmus minor*), especies escasísimas en la Región de Murcia. Las comunidades de yesos están bien representadas por *Teucrium libanitis*, *Thymus antoninae*, *Gypsophila struthium*, *Ononis tridentata* y *Helianthemum squamatum*.
- *LIC Cuerda de la Serrata*: se caracteriza por la presencia de caméfitos crasifolios en pequeños rellanos de zonas más o menos rocosas, así como vegetación fisurícola de roquedos interiores Mesomediterráneos (e.g. *Teucrium thymifolium*), pastizales de *Brachypodium retusum* Mesomediterráneos de áreas continentales y sabinares de *Juniperus phoenicea subsp. phoenicea* Mesomediterráneos, propios de zonas rocosas.
- *ZEPA Sierra de Moratalla*: Importante enclave forestal y faunístico, a día de hoy quedan reductos de lo que un día fue, debido a los incendios forestales. Es la ZEPA con más especies vegetales protegidas de la Región, entre las que destacan las pertenecientes a las comunidades de *Pinus nigra subsp. clusiana* (Pino blanco), asociación representada en alta montaña, los sabinares Supramediterráneos de *Juniperus thurifera subsp. thurifera*.

ra (sabina albar), subasociación casi exclusiva murciana, los sabinares de *Juniperus phoenicea subsp. phoenicea* sobre rocas y litosuelos, representados en dos asociaciones (con y sin pino blanco), los pastizales de *Poa bulbosa*, los lastonares de *Brachypodium retusum*, las comunidades de *Adiantum capillus-veneris* y *Trachelium caeruleum*, las formaciones de *Sedum sediforme* (Uña de gato) sobre litosuelos y los prados anuales en charcas temporalmente inundadas con *Lythrum baeticum*.

- ZEPA Sierra del Molino, Embalse del Quípar y Llanos del Caigán: En esta ZEPA se distinguen tres hábitats diferenciados bien conservados: pinar y matorral en montañas escarpadas, embalses y bosques de ribera, y estepas con cereales. Merece ser resaltado el excelente estado de conservación de este último hábitat, en el que se sigue practicando el cultivo extensivo de secano que posibilita la conservación de toda la fauna asociada a este hábitat a diferencia de otras zonas.
- ZEPA Sierra de Mojantes: Predominan las especies de pino carrasco (*Pinus halepensis*), pino laricio (*Pinus nigra subsp. clusiana*), carrasca (*Quercus rotundifolia*) y sabina (*Juniperus phoenicea subsp. phoenicea*) de origen natural, que habitan con pastizales, matorrales y especies rupícolas como la amenazada *Viola cazorlensis*. Las comunidades de mayor interés son los carrascales mixtos con pino laricio propios de sectores altos de ladera y de umbría, y el sabinar en laderas de solana y zonas pedregosas.

- Superficies agrícolas

Dentro de la cuenca del río Argos pueden diferenciarse tres importantes usos del suelo (Figura 15): el principal uso engloba los terrenos forestales y de matorral, que representan el 55,72% de la superficie total, y se localizan fundamentalmente en la parte septentrional de la cuenca.

El segundo uso en orden de importancia lo constituyen las tierras agrícolas (40,3%), quedando principalmente circunscritos a las zonas de glacis y piedemontes de pendientes suaves. Dentro de los usos agrícolas pueden ser distinguidos aquellos destinados al regadío (12,3%), constituidos fundamentalmente por cultivos de frutales, seguidos de viñedos, existiendo una pequeña superficie de huerta tradicional cercana a los núcleos de población de Calasparra y Cehe-

gín, y en segundo abarcarían los cultivos de secano (28%), dominado por cultivos de almendro. El último gran grupo lo formarían los usos urbanos y cuerpos de agua, representando el 3,73%.

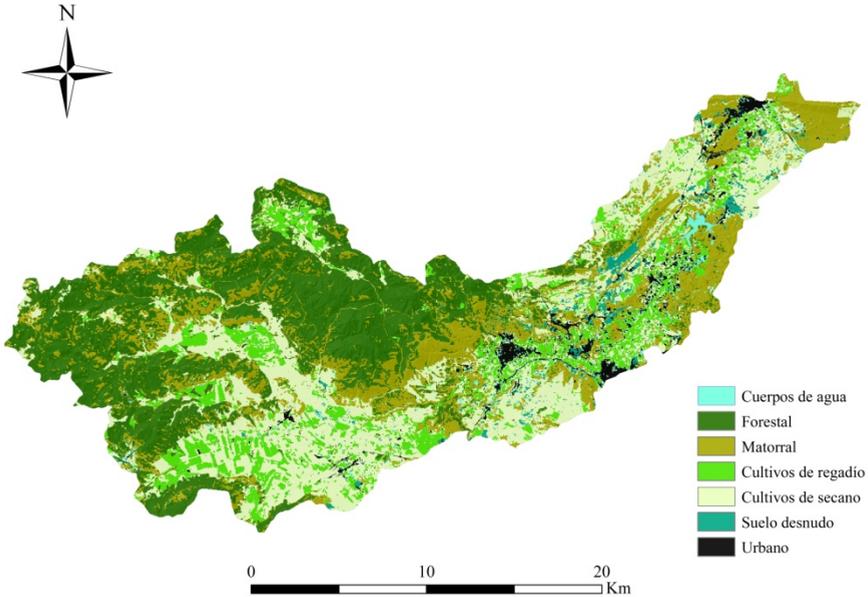


Figura 15: Mapa de distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Argos obtenidos mediante clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 de junio de 2015 (USGS, 2015).

De la Tabla 12 se infiere que la superficie forestal ha disminuido considerablemente (más del 6%) durante el periodo 2000-2015, a diferencia de la ocupada por matorral, que de casi 6.441 hectáreas en el año 2000 ha pasado a ser de 11.762 hectáreas en 2015 (más del 10% de incremento). En cambio, las superficies de regadío y de secano incluidas en la cuenca han sufrido una reducción poco significativa en dicho periodo (0,4 y 1,6% respectivamente).

Tabla 12: Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Argos a partir de la información del CORINE LAND COVER 2000 (European Environment Agency, 2000) y la clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 (USGS, 2015).

Usos del suelo	2000		2015	
	ha	%	ha	%
Cuerpos de agua	71,40	0,14	549,22	1,08
Forestal	19.788,01	38,80	16.659,09	32,66
Matorral	6.441,30	12,63	11.762,16	23,06
Cultivos de regadío	7.099,20	13,92	6.272,88	12,30
Cultivos de secano	14.463,60	28,36	14.279,52	28,00
Suelo desnudo	1.983,90	3,89	126,20	0,25
Urbano	1.122,01	2,20	1.350,94	2,65

Cabe mencionar que la masa forestal existente en la zona de cabecera, en el año 2000, había sido reducida de forma significativa en años anteriores, muy especialmente a causa del incendio que en julio de 1994 afectó a gran parte de la superficie de la ZEPA Sierra de Moratalla. Dicho incendio modificó profundamente el paisaje forestal, haciendo desaparecer los bosques naturales compuestos por pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*), pino rodeno (*Pinus pinaster*) y en menor proporción pinares de pino laricio (*Pinus nigra subsp. clusiana*). También desaparecieron encinares (*Quercus rotundifolia*), bosquetes de quejigo (*Quercus faginea*) y ejemplares dispersos de arce de granada (*Acer granatesis*), mostajo (*Sorbus aria*), serbal (*Sorbus domestica*) y orlas espinosas ricas en rosáceas, así como un gran elenco de caméfitos como *Peonia broteroi*, *Peonia officinalis*, *Adonis vernalis*, etc., y numerosos endemismos béticos exclusivos (García Mellado, 2011).

Este incendio se extendió por los municipios de Moratalla, Calasparra y Cieza y arrasó 26.320 hectáreas, dentro y fuera de los límites de la ZEPA, de las cuales el 71,7% eran formaciones forestales, el 16,8% formaciones de matorral y el 11,4% superficies cultivadas (Calvo Sendín *et al.*, 1994). Tras los incendios se procedió a la restauración de la cubierta vegetal con pino carrasco en ciertas zonas muy concretas, así como otros tratamientos selvícolas, principalmente realces, clareos y claras en pequeñas superficies (Cabezas y Masia, 2004).

Las actuaciones que se propusieron para la zona de estudio se encaminaron hacia la restauración, conservación y mejora de la cubierta vegetal, sin olvidar otras actuaciones importantes para paliar los efectos de la erosión, como son la

estabilización de laderas y la corrección de cauces torrenciales mediante hidro-
tecnias. En aquellas zonas con una regeneración escasa se planificaron actuaciones
de carácter biológico, trabajos de restauración de la cubierta vegetal, junto
con los realces, desbroces y ayudas a la regeneración. En zonas donde existía una
densidad de regeneración excesiva, se propusieron actuaciones consistentes en
trabajos selvícolas de claras y clareos (Cabezas y Masia, 2004).

- Historia del embalse del Argos

La cuenca del río Argos cuenta con un embalse de 10 hm³ de capacidad si-
tuado entre la Sierra de la Puerta y el cabezo de Juan González. La presa del
embalse se emplaza en el término municipal de Cehegín, en la pedanía de Cam-
pillo de los Jiménez, aproximadamente tres kilómetros aguas arriba del límite
con Calasparra. Se trata de una presa de materiales sueltos que entró en servicio
a finales del año 1973. La finalidad del embalse del Argos es la regulación de
caudales para defensa ante avenidas y el riego de los cultivos de la zona (CHS,
2016).

Del embalse parte un canal aliviadero denominado Argos-Quípar que bordea
los Cabezos de Juan González en el sur de Calasparra. Su función es derivar las
aguas de las avenidas desde el embalse del Argos hasta el de Alfonso XIII a tra-
vés del río Quípar. Ya a finales del siglo XIX surgió la idea de construir una pre-
sa en el río Argos para laminación de avenidas, al incluirse en el Plan de Obras
de Defensa contra las Inundaciones de 1866. Sin embargo, hasta 1929 no se plan-
teó garantizar con dicha presa las dotaciones necesarias para riego.

En 1940 se redactó un primer proyecto para la construcción de la presa del
Argos, pero hubo que esperar más de veinte años para la redacción del proyecto
que finalmente se ejecutó. A mediados de los años sesenta la Dirección General
de Obras Hidráulicas autorizó al Servicio Geológico de la Confederación Hidro-
gráfica del Segura la realización de sondeos para averiguar la potencia de la capa
de acarreo del cauce y los derrubios de ladera, investigar la permeabilidad,
especialmente en las laderas del cierre, comprobar la existencia de una falla en el
pie del escarpe de la margen derecha y, finalmente, tomar muestras del terreno
de ubicación de la presa para realizar ensayos de laboratorio.

En octubre de 1964, se redactó el Informe sobre los citados sondeos y la posi-
bilidad de construir un embalse en el río Argos para riegos en Calasparra (Mur-
cia), y en diciembre de 1964 los ingenieros José Antonio Jiménez Salas y Ventura
Escario redactaron el proyecto de construcción de la presa del Argos. Tras la
realización de modificaciones indicadas por la Dirección General de Obras Hi-
dráulicas, siendo la más reseñable el desglose del proyecto principal del alivia-

dero de superficie debido a la necesidad de realizar ensayos en modelo reducido, se aprobó el proyecto en julio de 1966.

Casi un año más tarde, en junio de 1967, se produjo la adjudicación de las obras a la empresa "Obras y Servicios Públicos, S.A." y en julio del mismo año se procedió al replanteo de las mismas. Se puso de manifiesto que mientras que parte de las obras podían ejecutarse según proyecto, era necesaria la redacción de un proyecto reformado que modificara elementos importantes y permitiera adecuar la presa a técnicas más modernas, mejorar el funcionamiento de la estructura, evitar prácticas innecesarias y tener un mayor control de la presa. El proyecto reformado fue redactado en enero de 1969 por el ingeniero Alfonso Botía Pantoja, que estableció la terminación de las obras en abril de 1970, aunque éstas se concluyeron finalmente en 1974 (CHS, 2016).

En 1976 se constituyó la Comunidad de Regantes de las Aguas Reguladas por el embalse del Argos (CR-ARGOS), que actualmente afecta un perímetro regable de unas 1.100 hectáreas de los términos municipales de Calasparra y Cehegín con una dotación anual equivalente de 5.000 m³/ha que proceden en su totalidad del embalse (CR-ARGOS, 2017).

En marzo de 1997 se realizó la propuesta de clasificación en función del riesgo potencial que pueda derivarse de su rotura o funcionamiento incorrecto, siéndole concedida una categoría A, que se corresponde con "presas cuya rotura o funcionamiento incorrecto puede afectar gravemente a núcleos urbanos o servicios esenciales, o producir daños materiales o medioambientales muy importantes" (Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones, 1995).

2.2 MODELOS DE DEGRADACIÓN ESPECÍFICA Y EROSIÓN POTENCIAL DE LA CUENCA

Para evaluar la degradación específica de esta cuenca han sido aplicados diferentes modelos estadísticos, basados en su mayoría en modelos de regresión, debido a su sencillez y por requerir de muy pocos datos de entrada.

Su uso es aceptado siempre que se apliquen con cierta cautela teniendo en cuenta las características de la cuenca donde van a ser utilizados. Estos modelos relacionan muchas variables que influyen en la producción de sedimentos en una cuenca de drenaje, como son el clima, el área de la cuenca o de drenaje, la litología y geología, la topografía, la vegetación y los usos del suelo. El efecto de cualquiera de estas variables puede variar mucho de una ubicación geográfica a

otra, y la importancia relativa de los factores de control a menudo varía dentro de una misma área.

En este estudio han sido aplicadas la fórmula de Fournier (1960), tal como aparece desarrollada en el informe del reconocimiento sedimentológico del embalse del Argos, llevado a cabo por el Laboratorio de análisis sedimentológico de la División de Erosión y Sedimentación del C.E.H (Centro de Estudios Hidrográficos) del CEDEX (Centro de Experimentación de Obras Públicas), en el año 1994; la fórmula de Dendy-Bolton (1976) y la ecuación de Fleming (1969). Además, será descrita la metodología seguida para estimar la degradación específica a partir de los sedimentos acumulados en un embalse (CEDEX, 1994).

2.2.1 Ecuación de Fournier

Fournier (1960) consideraba la erosión hídrica como una variable principalmente relacionada con los siguientes factores físicos: i) la pluviometría anual y su distribución, que, según dicho autor, tienen una relación directa con la erosión hídrica superficial, ya que a una mayor irregularidad de su régimen estacional le corresponde una mayor intensidad, y por tanto una mayor degradación del suelo; ii) el relieve, expresado a través del coeficiente orográfico de una cuenca o subcuenca; y iii) la vegetación y las condiciones litológicas, por su influencia en la sujeción del suelo y en la cantidad de escorrentía producida. Este investigador señaló que los factores físicos más influyentes en el cálculo de la degradación específica de cuencas medianas y grandes eran los relacionados con las características topográficas y pluviométricas.

Para estudiar la capacidad erosiva de la lluvia a partir de su carácter torrencial, al que consideraba asociado a su irregularidad estacional, propuso un índice que se le conoce como Índice de Agresividad Pluvial de Fournier (Ecuación 1):

$$F = \frac{p^2}{P} \quad (1)$$

donde F es el factor de Fournier; p , la precipitación máxima del mes más lluvioso (mm); y P , la precipitación anual (mm).

Este índice debe complementarse con el Índice de Turc, el cual determina el clima predominante en una región. Para regiones climáticas semiáridas, como es nuestro caso, y con gran variabilidad en la distribución de la precipitación, el cálculo del factor de Fournier debería de realizarse año a año y no con varios años que atenuarían estas variaciones estacionales (Guerra y López Vera, 1985).

De acuerdo con la clasificación de Turc, el clima semiárido debe cumplir la siguiente condición:

$$\text{Húmeda} \quad P > 0,632 \cdot L \quad (2)$$

$$\text{Semiárida} \quad 0,316 \cdot L < P < 0,632 \cdot L \quad (3)$$

$$\text{Árida} \quad P < 0,316 \cdot L \quad (4)$$

$$L = 300 + 25 \cdot T + 0,05 \cdot T^3 \quad (5)$$

donde P es la precipitación medial anual (mm); y T , la temperatura media anual (°C).

El factor relieve es caracterizado a partir del coeficiente orográfico, que relaciona la altura media de la cuenca (H) con el coeficiente de masividad de Martonne (tga); por su parte, el volumen del relieve se determina mediante una curva hipsométrica. Basándose en estos criterios, Fournier (1960) definió las siguientes cuatro regresiones:

$$\text{Para } H \cdot tga < 6 \text{ y } 8,1 < \frac{p^2}{p} < 20, \text{ la degradación es } = Y = 6,14 \cdot F - 49,78 \quad (6)$$

$$\text{Para } H \cdot tga < 6 \text{ y } \frac{p^2}{p} > 20, \text{ la degradación es } = Y = 27,12 \cdot F - 475,4 \quad (7)$$

$$\text{Para } H \cdot tga > 6 \text{ y } \frac{p^2}{p} > 9,7, \text{ la degradación es } = Y = 52,49 \cdot F - 513,21 \quad (8)$$

$$\text{Para } H \cdot tga > 6 \text{ y } 8 < \frac{p^2}{p} < 9,7, \text{ la degradación es } = Y = 91,78 \cdot F - 737,62 \quad (9)$$

donde Y es la degradación específica de la cuenca ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$); $F = \frac{p^2}{p}$, el factor de Fournier (mm); y $H \cdot tga$, el coeficiente orográfico de la cuenca.

De acuerdo con las características de esta cuenca, donde el coeficiente orográfico es inferior a 6, y el factor de Fournier es mayor y menor a 20 a lo largo de cada uno de los años, finalmente fueron utilizadas las Ecuaciones 6 y 7.

2.2.2 Ecuación de Dendy-Bolton

Dendy-Bolton (1976) desarrollaron una ecuación, con datos de unos 800 embalses en los Estados Unidos, para estimar la producción de sedimento en sus cuencas vertientes. Las cuencas que emplearon tenían unas dimensiones que oscilaban entre 2,5 y 75.000 km² de superficie, con precipitaciones menores y

superiores a 50 mm/año (Gregory y Walling, 1985). Dicha ecuación expresa las relaciones generales entre la degradación de la cuenca, la esorrentía y su área de drenaje:

$$\text{Si } Q < 50 \text{ mm/año: } S = 616,6Q^{0,46}(1,43 - 0,26 \log A) \quad (10)$$

$$\text{Si } Q > 50 \text{ mm/año: } S = 1958e^{0,055Q}(1,43 - 0,26 \log A) \quad (11)$$

donde S es la producción de sedimentos en la cuenca ($\text{t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{año}^{-1}$); Q , la esorrentía media anual (mm); y A , el área de la cuenca (km^2).

A menudo, el uso de este método para predecir la degradación específica, puede implicar la obtención de valores erróneos si las condiciones de la cuenca difieren en gran medida de los factores locales utilizados para su diseño.

2.2.3 Ecuación de Fleming

Este método de estimación de sedimentos en suspensión en cuencas, fue elaborado por Fleming en Estados Unidos, y para ello utilizó datos de más de 250 cuencas en diferentes países del mundo. En base a estos antecedentes definió una tasa media anual de sedimentos de transporte de sedimentos, en función del caudal medio anual y de los grados de cubierta vegetal, mediante la siguiente ecuación:

$$Y = a \cdot Q^n \quad (12)$$

donde Y es la producción de sedimentos en la cuenca ($\text{t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{año}^{-1}$); Q , el caudal (m^3/s); a y n , son valores adimensionales definidos, según el criterio de Fleming, para las diferentes cubiertas vegetales existentes en la cuenca (Tabla 13).

Tabla 13: Valores de las constantes a y n según la cobertura vegetal (Almorox *et al.*, 2010).

Cobertura vegetal	a	n
Bosques de hoja ancha y coníferas	1,02	117
Bosques de coníferas y pastos altos	0,82	3.523
Pastos bajos y arbustos	0,65	19.260
Desiertos y arbustos	0,72	37.730
Bosques de hoja ancha y coníferas	1,02	117

Para el caudal medio anual en cuencas sin datos de aforo, se pueden obtener dichos valores por ecuaciones empíricas desarrolladas para ello (Ayres, 1960). De hecho, existen numerosas fórmulas de este tipo para obtener el caudal, y es necesario, por tanto, conocer de antemano las condiciones bajo las que se van a aplicar y determinar la factibilidad de emplearlas en función de los requerimientos y cálculo de cada una de ellas.

2.2.3 Estimación de la degradación específica a partir de los sedimentos acumulados en el embalse

En los anteriores métodos estadísticos, la degradación específica era estimada mediante regresiones construidas en otras cuencas a partir de sus características físicas. Si se conoce el volumen de sedimentos acumulados en un embalse y su ritmo de relleno, puede aplicarse un método de evaluación más directa que permita estimar la degradación específica de su cuenca vertiente con un menor margen de error. Para su desarrollo y aplicación resulta imprescindible disponer de información sobre la capacidad inicial y actual del embalse, obtenida a partir de reconocimientos batimétricos. Con dicha información batimétrica es posible cuantificar el volumen de sedimentos, y este dato, junto con los derivados de un reconocimiento sedimentológico del material depositado en el vaso, puede servir para calcular la degradación específica de la cuenca.

Dado que solo una parte de las partículas que son transportadas por la red hidrográfica hasta un embalse queda atrapada en el mismo, se hace necesario conocer cuál es la capacidad de retención del mismo. Dicha capacidad de retención está ligada al régimen de explotación del embalse, definida en función de la variación del agua embalsada y por la superficie que queda descubierta. Para ello, el CEDEX (1994) recurre a los datos sobre el régimen de funcionamiento del embalse, previo cálculo del volumen medio mensual embalsado (Ecuación 13):

$$\alpha = \frac{Q_{16} + Q_{84} - 2Q_{50}}{Q_{84} - Q_{16}} \quad (13)$$

donde α es el sesgo de la distribución; y Q , son los valores de los tiempos correspondientes a los diferentes cuartiles. El sesgo es una medida que cuantifica la tendencia de una distribución estadística hacia unos determinados valores.

En el caso del embalse del Argos, el estudio de la distribución estadística de los valores analizados corresponde al volumen embalsado a lo largo del tiempo, por tanto, el análisis del sesgo indicará la tendencia predominante respecto a dicha

variable. El sesgo varía entre los valores -1 y 1. Generalmente se han descrito cuatro tipos de régimen de explotación de los embalses, y en función de ello el intervalo del sesgo (-1, 1) se divide en cuatro rangos diferenciados (Tabla 14).

Tabla 14: Valor de sesgo para cada régimen de explotación (CEDEX, 1994).

Valor del sesgo	Tipo de embalse	Valor de K	Régimen de explotación del embalse
1 a 0,7	1	2,10	Sedimentos siempre sumergidos o casi siempre
0,7 a 0	2	1,43	Descensos moderados del nivel del agua
0 a -0,7	3	0,76	Descensos considerables del nivel del agua
-0,7 a -1	4	0,09	Embalses normalmente vacíos

A partir del régimen de explotación del embalse, se calcula el coeficiente de retención de sedimentos. Entre los métodos más comúnmente utilizados para su estimación (Brune, 1953; Brown, 1943; entre otros), se ha aplicado aquí, para el embalse del Argos, el propuesto por Brown (1943) (Ecuación 14), ya que éste se adecúa mejor a las características de dicho embalse:

$$C_t = 100 \left[1 - \frac{1}{1 \cdot K \cdot \frac{C}{S}} \right] \quad (14)$$

donde C_t es la capacidad de retención (%); C , la capacidad del embalse (miles de m^3); K , un coeficiente que varía entre 0,09 y 2,1 según las características del embalse (Tabla 14); y S , la superficie de la cuenca (km^2).

Una vez estimado el volumen de aterramiento del embalse es preciso conocer la densidad de los sedimentos para así obtener la masa y el peso equivalente. Este dato ha sido extraído del informe de reconocimiento sedimentológico del embalse del Argos, llevado a cabo por el CEDEX en 1994. En este informe se llevó a cabo el estudio granulométrico y geoquímico del material depositado en el fondo del vaso del embalse. Los análisis granulométricos de los sedimentos tienen como objetivo el cálculo de la densidad media de los materiales retenidos por el embalse.

La masa total del sedimento retenido en el embalse se determina multiplicando la densidad por el volumen que ocupa en el vaso del embalse. Por ello

también, es preciso conocer la capacidad del embalse, mediante estudios de batimetría, en este caso realizados también por el CEDEX (1976, 1991). Esta aproximación permite determinar la erosión hídrica que es producida en valores de degradación del suelo y permite determinar el grado de confianza y ajuste de las estimaciones derivadas de la simulación con los modelos SWAT y WEPP.

La densidad de las partículas depositadas en un embalse se halla condicionado por tres factores principales: a) el régimen de explotación del embalse; b) la naturaleza de los sedimentos (textura y composición); y c) el grado de compactación de los mismos. La ecuación de Miller (1953) (Ecuación 15), la más aceptada actualmente, tiene en cuenta los factores descritos con anterioridad, así como el cambio de densidad anual que experimentan los sedimentos (Bodoque, 2001) y adopta la expresión:

$$Wm = W_1 + 0,4343 \cdot k \cdot \left[\frac{T}{T-1} (\ln T - 1) \right] \quad (15)$$

donde Wm es la densidad media de sedimentos después de T años de explotación (kg/m^3); W_1 , la densidad inicial al cabo de un año (kg/m^3); k , una constante definida a partir de la textura y el régimen de explotación del embalse (Tabla 15); y T , el tiempo de compactación (años). La densidad inicial (W_1) viene determinada por la Ecuación 16:

$$W_1 = W_c \cdot P_c + W_m \cdot P_m - W_s \cdot P_s \quad (16)$$

donde W_1 es el peso específico inicial de los sedimentos; P_c , P_m , P_s , los porcentajes de arcilla, limo y arena presentes en el sedimento (%); y W_c , W_m , W_s , los coeficientes de arcilla, limo y arena que indican su densidad inicial y que dependen del régimen de explotación del embalse (Tabla 15).

El valor de la constante k se estima de forma similar al peso específico inicial mediante la siguiente expresión:

$$W_1 = K_c \cdot P_c + K_m \cdot P_m - K_s \cdot P_s \quad (17)$$

donde k es una constante correspondiente a la ecuación de Miller; P_c , P_m , P_s , los porcentajes de arcilla, limo y arena presentes en el sedimento (%); y K_c , K_m , K_s ,

los coeficientes de arcilla, limo y arena que dependen del régimen de explotación del embalse (Tabla 16).

Tabla 15: Coeficientes de arcilla (W_c), limo (W_m) y arena (W_s) para diferentes regímenes de explotación (CEDEX, 1994).

Tipo	Régimen de explotación del embalse	W_c	W_m	W_s
1	Sedimentos siempre sumergidos o casi siempre	416	1120	1550
2	Descensos moderados del nivel del agua	513	1130	1550
3	Descensos considerables del nivel del agua	609	1145	1550
4	Embalses normalmente vacíos	641	1150	1550

Tabla 16: Coeficientes de arcilla (K_c), limo (K_m) y arena (K_s) para diferentes regímenes de explotación (CEDEX, 1994).

Tipo	K_c	K_m	K_s
1	256	91	0
2	187	50	0
3	80	15	0
4	0	0	0

Para resolver la ecuación de Miller (1953) se utilizan los parámetros necesarios para su estimación descritos en la Tabla 17, dando por resultado final para los materiales depositados en el vaso del embalse del Argos una densidad de 1.016,64 kg/m³.

Tabla 17: Parámetros precisos para la ecuación de Miller (1953) (CEDEX, 1994).

W_1		k			T	T-1	LnT	Densidad (kg/m ³)				
W_c	P_c	W_m	P_m	W_s					P_s	C	L	A
609	33,28	1145	62,84	1550	3,88	80	15	0	21	20	3,04	1016,64
$W_1 = 982,322$						$K = 35,96$						

C = arcilla; L = limo; A = arena.

Para calcular la cantidad de sedimento depositado (SAE), se emplea la siguiente ecuación:

$$SAE = (V_{inicial} - V_{final}) \cdot Wt \quad (18)$$

donde *SAE* es la cantidad del sedimento depositado (t); *V_{inicial}* y *V_{final}*, son los volúmenes inicial y final del embalse respectivamente (m³); y *Wt*, la densidad del sedimento (kg/m³).

Finalmente, la estimación de la degradación específica de la cuenca, de acuerdo a la información obtenida del embalse vendría dada por la siguiente ecuación (Avendaño *et al.*, 1995):

$$DE = \frac{SAE}{Tf \cdot (Ac - Ae)} \quad (19)$$

donde *DE* es la degradación específica de la cuenca (t·km⁻²·año⁻¹); *SAE*, la cantidad del sedimento depositado (t); *Tf*, el tiempo de funcionamiento del embalse (año); *Ac*, la superficie de la cuenca de drenaje (km²); y *Ae*, la superficie del embalse (km²).

2.3 TASAS DE DEGRADACIÓN ESPECÍFICA ESTIMADAS PARA LA CUENCA DEL EMBALSE DEL ARGOS

Los valores obtenidos representan las tasas de erosión potencial promedias de la cuenca. Los valores más altos fueron obtenidos por el método de Fournier (Tabla 18). También puede observarse cómo los valores estimados por la ecuación USLE (CEDEX, 1994), se sitúan por encima de los aportados por los estudios de batimetría realizados en el embalse del Argos (1,98 t·ha⁻¹·año⁻¹), y también de los calculados a partir de los modelos de Dendy-Bolton y Fleming.

El modelo de Fleming es el que mejor se ajusta (sobrestima ligeramente en 0,08 t·ha⁻¹·año⁻¹) a los valores de degradación determinados a partir del volumen de sedimentos acumulados en el vaso del embalse del Argos. En cambio, la ecuación de Dendy-Bolton subestima en 0,41 t·ha⁻¹·año⁻¹ los valores obtenidos de acuerdo con el modelo batimétrico del embalse.

Ambos modelos han proporcionado resultados satisfactorios en la evaluación de la erosión potencial del área vertiente a este embalse, siendo por tanto reco-

mendable su utilización para la estimación de tasas de erosión a escala de cuenca, bajo condiciones ambientales similares.

Tabla 18: Valores de degradación específica calculados por diferentes métodos en la cuenca del río Argos (1976-1991).

Modelo	t·ha ⁻¹ ·año ⁻¹	PBIAS%
Batimetría	1,98	-
Dendy-Bolton	1,57	20,71
Fleming	2,06	-4,04
Fournier	5,27	-166,16
USLE	3,65	-84,34

En la Figura 16 aparecen representados los aportes de sedimentos al embalse del Argos durante el periodo de 1976 y 2015, a partir de las ecuaciones de Dendy-Bolton y Fleming. Como puede apreciarse en ella, la predicción de Dendy-Bolton parece ser inadecuada para el cálculo de los picos de caudal sólido en crecidas repentinas, quizá debido a que su desarrollo se basó principalmente en la consideración de los procesos de deposición de sedimentos dentro del vaso del embalse (Liquete *et al.*, 2005).

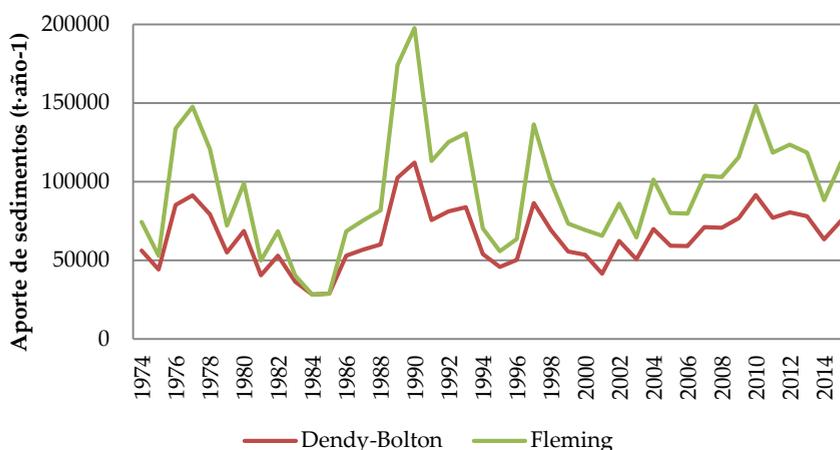


Figura 16: Evolución de los aportes de sedimentos al embalse del Argos estimados por los métodos de Dendy-Bolton y Fleming.

Los resultados obtenidos con ambos modelos muestran como la tendencia de la carga de sólidos transportados coincide con la de la serie de caudales, de modo que los valores máximos de transporte corresponden a los años en que se registraron los mayores caudales, y la mínima producción de sedimentos a los años de sequía.

Silva (1995) hizo hincapié en las limitaciones de estas ecuaciones, sobre todo en el caso de la fórmula de Dendy-Bolton, que no permite predecir el efecto originado por los cambios de uso del suelo y el manejo de la tierra. En este sentido, el modelo de Fleming resulta algo más adecuado al incorporar parámetros relativos a la cubierta vegetal predominante en la cuenca.

Fuentes *et al.* (2001) aplicaron las ecuaciones de Dendy-Bolton y Fleming para estimar la concentración de sedimentos en cauces naturales de cuencas forestales, obteniendo pésimos resultados, que sobrestimaban los datos observados. En cambio, Al-Hadami y Rasheed (2009) estimaron los aportes de sedimentos de un área semiárida vertiente al lago Mosul (Iraq), logrando un buen ajuste con este tipo de ecuaciones. Tales experiencias no deben restar validez matemática a estos modelos estadísticos, ya que, analizados los mejores ajustes posibles y el grado de incertidumbre de los datos empleados, pueden ser aplicados como métodos de predicción simple, sin necesidad de grandes procesamientos y simulaciones.

2.4 PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS Y PÉRDIDA DE SUELO EN EL ÁREA VERTIENTE AL EMBALSE DEL ARGOS

Existen diversos modelos, como la USLE, RUSLE, EUROSEM o EPIC, que permiten calcular las tasas de erosión del suelo a partir de los tipos de usos y las técnicas de manejo, junto a otras variables de carácter pluviométrico y topográfico. No obstante, ninguno de ellos resulta adecuado para la evaluación de la erosión hídrica en zonas abarrancadas, e incluso en algún caso, como la RUSLE, las tasas de erosión obtenidas en sectores montañosos son inferiores a las estimadas con métodos que basan su predicción en el análisis discreto de sucesos pluviométricos (Renard y Simanton, 1990). Ambos fenómenos, abarrancamiento y sucesos de tormentas, forman parte indiscutible de la caracterización ambiental de la mayoría de subcuencas que componen la Cuenca del Segura, y, como tales, deben ser contemplados en los modelos de erosión que pretendan aplicarse en dichas zonas.

Existe un amplio compendio de estudios que resaltan la importancia de la erosión en áreas abarrancadas dentro del cómputo total de pérdidas de suelo (De

Ploey, 1990; Poesen *et al.*, 1996; Poesen y Hooke, 1997). Para la Región Mediterránea, Poesen *et al.* (1996) mostraron que la erosión de los barrancos es con mucha diferencia la fuente productora de sedimentos más importante en las zonas altas de las cuencas y áreas vertientes. A pesar de la importancia de este tipo de erosión han sido pocos los modelos de base física desarrollados para predecir la pérdida de suelo originada por el abarrancamiento (e.g. CREAMS, SWAT, WEPP, EGEM) (Conesa García y García Lorenzo, 2007). De ellos, sólo los modelos SWAT y WEPP han sido objeto de análisis en este estudio. Se trata de unos modelos de erosión, basados en la dinámica de laderas, que simulan las condiciones climáticas, de infiltración, balance hídrico, laboreo y consolidación del terreno para predecir la escorrentía superficial, la pérdida de suelo y la producción de sedimentos en un rango amplio de escalas temporales (sucesos de tormenta, totales mensuales, anuales o un valor medio anual de series largas).

El presente estudio tiene como principal objetivo comprobar la bondad de los modelos SWAT y WEPP, a través de sus interfaces geoespaciales (ArcSWAT y GeoWEPP), para la predicción de la erosión hídrica en pequeñas cuencas fluviales mediterráneas de orografía accidentada. En concreto, se ha aplicado al área vertiente del embalse del Argos (cuenca del río Argos, afluente del Segura) con el fin de cotejar sus resultados (liberación y producción de sedimentos, aportes sólidos y degradación específica de la cuenca) con los obtenidos a partir de aforos de sólidos y datos batimétricos del citado embalse.

Existen, además, informes técnicos y registros sedimentológicos de dicho embalse realizados por el CEDEX, que, junto con diversos trabajos (López Bermúdez y Gutiérrez Escudero, 1982; de Antonio *et al.*, 1995; Sanz Montero *et al.*, 1998; Cobo, 2008; de Vente *et al.*, 2008), proporcionan datos de erosión del suelo y degradación específica del área de estudio, susceptibles de ser contrastados con los resultados aquí mostrados.

2.4.1 Modelo SWAT (ArcSWAT)

El modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) es un modelo hidrológico de base física, semidistribuido y de simulación continua, aplicado a escala de cuenca hidrográfica (Arnold *et al.*, 1998). Fue desarrollado para el USDA-ARS, con el objetivo de estimar y simular la generación de caudales y sedimentos en una cuenca, además de evaluar el impacto de la erosión del suelo en las prácticas agrícolas (Neitsch *et al.*, 2009).

Este modelo incorpora características de varios modelos desarrollados por el ARS, siendo una ramificación directa del modelo SWRRB (*Simulation for Water Resources in Rural Basins*) (Williams *et al.*, 1985; Arnold *et al.*, 1990). También con-

tribuyeron de forma significativa al desarrollo del modelo SWAT el modelo CREAMS (*Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management System*) (Knisel, 1980), el modelo GLEAMS (*Groundwaters Loading Effects on Agricultural Manament Systems*) (Leonard *et al.*, 1987) y el modelo EPIC (*Erosion-Productivity Impact Calculator*) (Williams *et al.*, 1984) (Figura 17).

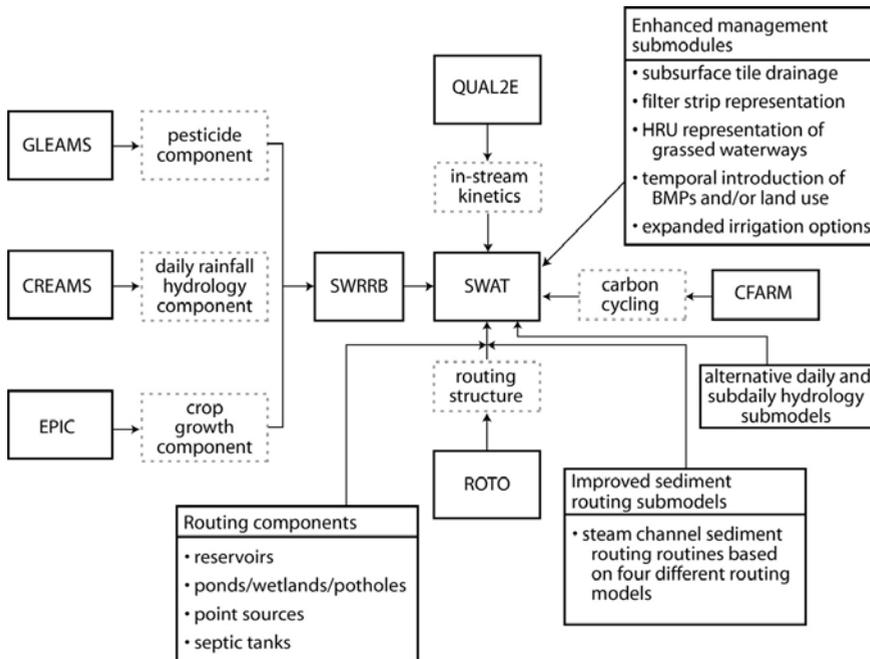


Figura 17: Esquema del desarrollo de SWAT y adaptaciones del modelo (Arnold *et al.*, 2012).

A finales de la década de los ochenta, el *Bureau of Indian Affairs* (BIA) necesitó un modelo para estimar el impacto de la regulación hidrológica en Arizona y Nuevo México. El modelo SWRRB utilizado hasta entonces había sido diseñado para cuencas con una extensión de cientos de kilómetros cuadrados. La división de las cuencas del modelo SWRRB estaba limitada a un máximo de diez subcuencas, por lo que fue desarrollado otro modelo denominado ROTO (*Routing Outputs to the outlet*) (Arnold *et al.*, 1995), que permitía dividir una cuenca en cientos de subcuencas, y también estimar caudales y transporte de sedimentos en cuencas hidrográficas de grandes dimensiones (9000 km²).

El modelo SWAT ha sido revisado de forma continua y han ido sumándose múltiples mejoras en las diferentes versiones del modelo (SWAT94.2, 96.2, 98.1, 99.2, 2000, 2005, 2009 y 2012). Estas mejoras clave están descritas por Neitsch *et al.* (2009, 2012), que destaca como una de las principales la inclusión del modelo QUAL2E (*Enhanced Stream Water Quality Model*) (Brown *et al.*, 1987), desarrollado por el U.S. *Environmental Protection Agency* (EPA). Dicho modelo permite cuantificar el transporte de contaminantes por las corrientes de agua, y, por tanto, evaluar su calidad. Una de las últimas modificaciones que han sido incorporadas al modelo SWAT tiene que ver con una rutina del ciclo del carbono basada en el modelo CFARM (Kemanian, 2011), el método de infiltración de Green-Ampt (Green y Ampt, 1911) y la contabilidad temporal en las prácticas de manejo y cambios en los usos del suelo, el riego y mejoras en las prácticas de conservación y ordenación (Arnold *et al.*, 2010, 2012).

Por último, es destacable la existencia de diferentes interfaces desarrolladas en Windows para los softwares QGIS (QSWAT), Mapwindow GIS (MWSWAT) y ArcGIS (ArcSWAT), diseñadas para ayudar a generar los archivos de entrada al modelo SWAT, y analizar la información resultante de las simulaciones realizadas, mostrando sus resultados en forma de tablas y gráficos.

- Algoritmos del proceso de simulación SWAT

El modelo SWAT se compone de dos grandes módulos que incluyen diversos procesos físicos para ser simulados en una cuenca hidrográfica. El primer módulo corresponde a la fase terrestre del Ciclo Hidrológico, fase que controla la cantidad de agua, sedimentos, la carga de nutrientes y pesticidas que discurren por las corrientes principales de cada subcuenca. El segundo módulo sería la fase de Enrutamiento del Ciclo Hidrológico, la cual controla el movimiento del agua y del sedimento a través de la red hidrográfica de la cuenca hasta el punto de desagüe.

Para llevar a cabo todos estos procesos empíricos y físicos, SWAT divide la cuenca hidrográfica en un número de subcuencas, estableciendo a su vez las denominadas Unidades de Respuesta Hidrológica o HRUs, cuyo fin es efectuar todas las combinaciones posibles de tres grandes variables de entrada al modelo: usos del suelo, litología y pendiente. Esto permite tener una visión más real del modelo de cuenca, al tener presente diferentes unidades de respuesta hidrológica en una misma subcuenca y por tanto permitir cálculos con una mayor exactitud (Neitsch *et al.*, 2009).

La simulación del ciclo hidrológico realizada por SWAT está basada en la ecuación general del balance hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seed} - Q_{qw}) \quad (20)$$

donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm); SW_0 , el contenido de agua inicial en el día (mm); t , el día; R_{day} , la cantidad de precipitación caída en el día (mm); Q_{surf} , la cantidad de escorrentía producida en el día (mm); W_{seed} , la cantidad de agua acumulada en la zona no saturada del perfil del suelo en el día (mm); y Q_{qw} , la cantidad de flujo de retorno en el día (mm) (Arnold *et al.*, 1998).

El modelo SWAT integra varios componentes que influyen en el balance hídrico de una cuenca. En cada componente se simulan varios procesos físicos a nivel del suelo, el clima, el crecimiento de cultivos, el ciclo de nutrientes, la dinámica de pesticidas y el manejo de cultivos.

Para el cálculo de la escorrentía superficial, el modelo SWAT proporciona dos métodos o alternativas: el método del número de curva del *Soil Conservation Service* (SCS CN) (USDA-SCS, 1972) y el método de infiltración de Green-Ampt (Green y Ampt, 1911). En el presente estudio se ha utilizado el método SCS-CN cuya ecuación es la siguiente:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{dia} - I_a)^2}{(R_{dia} - I_a + I_a S)} \quad (21)$$

donde Q_{surf} es la escorrentía generada o el exceso de lluvia (mm); R_{dia} , la altura de precipitación para el día (mm); I_a , las abstracciones iniciales referidas al almacenamiento en superficie, la interceptación y la infiltración antes del inicio del flujo superficial (mm); y S , el parámetro de retención (mm). La escorrentía solo se produce cuando $R_{dia} > I_a$. El parámetro de retención varía espacialmente debido a los cambios litológicos, usos del suelo y manejo de la tierra, la pendiente y el contenido de agua en el suelo. Este parámetro de retención se obtiene a partir de la expresión:

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} \right) - 10 \quad (22)$$

donde CN es el número de curva en el día. Las abstracciones iniciales, I_a , son generalmente una función de S ($I_a \cong 0,2$). Por lo tanto, la Ecuación 23 puede reformularse como:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{dia} - 0,2 S)^2}{(R_{dia} + 0,8 S)} \quad (23)$$

La fórmula racional modificada (FRM) es utilizada para la estimación del pico máximo de escorrentía, es decir, el pico de escorrentía máximo que ocurre en un evento de precipitación dado, siendo un indicador del potencial erosivo de una tormenta. Dicha fórmula ha sido integrada en diversos métodos que tienen por finalidad predecir la pérdida de sedimentos a nivel de cuenca. En concreto, el modelo SWAT emplea la FRM para calcular el pico máximo de escorrentía en los términos siguientes:

$$Q_{peak} = \frac{C \cdot i \cdot A}{3,6} \quad (24)$$

donde Q_{peak} es el pico de escorrentía máxima (m^3/s); C , el coeficiente de escorrentía; i , la intensidad de lluvia (mm/h); A , el área de la subcuenca (km^2); y 3,6, un factor de conversión unitaria a m^3/s .

Además, el modelo SWAT utiliza la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo Modificada (MUSLE) desarrollada por Williams y Brendt (1977) para estimar la producción de sedimentos para cada subcuenca. MUSLE es una versión modificada de la ecuación USLE desarrollada por Wischmeier y Smith (1965, 1978), que adopta la siguiente forma:

$$sed = 11,8(Q_{surf} \cdot Q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,86} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (25)$$

donde sed es la producción de sedimentos en un día dado (t); Q_{surf} , el volumen de escorrentía superficial (mm/h); Q_{peak} , el pico máximo de escorrentía (m^3/s); $area_{hru}$, el área de la HRUs (ha); K_{USLE} , el factor de erosionabilidad del suelo; C_{USLE} , el factor de manejo y cobertura del suelo; P_{USLE} , el factor de prácticas de conservación; LS_{USLE} , el factor topográfico; y $CFRG$, el factor de fragmento macro del suelo.

El modelo SWAT realiza cálculos simultáneos en cada subcuenca, y dirige el caudal, los nutrientes y los sedimentos de cada subcuenca hasta la salida o punto

de desagüe de la cuenca. El modelo de enrutamiento está compuesto de dos módulos, uno de deposición y otro de degradación, que operan simultáneamente. La cantidad de sedimentos que son transportados hasta el punto de desagüe de la cuenca se calcula a partir de la Ecuación 26:

$$Sed_{OUT} = Sed_{IN} - Sed_{DP} + Dg_T \quad (26)$$

donde Sed_{OUT} es el sedimento transportado en la cuenca (t); Sed_{IN} , el sedimento generado en toda la cuenca (t), Sed_{DP} , el sedimento que es depositado (t); y Dg_T , la degradación total de la cuenca (t).

La degradación total sería la suma de los componentes de arrastre y de erosión del lecho, y se formula como:

$$Dg_T = (D_r + D_B)(1 - D_R) \quad (27)$$

donde D_r es el sedimento de entrada (t); D_B , la degradación del material del lecho (t); y D_R , la tasa de liberación del sedimento.

2.4.2 Modelo WEPP (GeoWEPP)

El WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) (USDA, 1995) es un modelo basado en procesos de simulación continua, aplicable a pequeñas áreas vertientes y perfiles de ladera con el fin de evaluar diversas opciones de gestión y conservación de suelos y aguas a partir de sus diferentes usos del suelo (Ascough II *et al.*, 1997). El modelo WEPP representa una nueva propuesta tecnológica para la predicción de la erosión basada en fundamentos de generación estocástica de datos meteorológicos, teorías de infiltración, hidrología, hidráulica, física del suelo, comportamiento de la cubierta vegetal y mecanismos de erosión (Flanagan *et al.*, 1995; Wu *et al.*, 2000; Maalim *et al.*, 2013).

Junto a las mejoras del interfaz Windows de WEPP se han incorporado nuevos módulos adicionales que permiten efectuar simulaciones basadas en el empleo de fuentes de información digitales mediante su vinculación con Sistemas de Información Geográfica (SIG). El interfaz geoespacial para WEPP (GeoWEPP) utiliza fuentes de información digital geo-referenciada tales como modelos digitales de elevación (MDT) y mapas topográficos con objeto de obtener y preparar parámetros de entrada válidos, de acuerdo con los usos y tipos de suelo de pe-

queñas áreas y cuencas vertientes. El sistema se simplifica asignando un único uso y textura de suelo a cada subcuenca dentro del área vertiente analizada.

En el presente estudio se han utilizado el modelo WEPP v.2012.8 (USDA-ARS, 2014a), el generador de series climáticas CLIGEN v.5.3 (USDA-ARS, 2014b) y la interfaz GeoWEPP. El programa GeoWEPP se ejecuta como un proyecto de ArcGIS, donde un módulo de modelización permite obtener un mapa de producción de sedimentos a partir del *método de cuenca o área vertiente (Watershed Method)*.

- Algoritmos del proceso de simulación WEPP

La erosión en sectores de laderas es representada como dos componentes en el modelo WEPP: la porción de partículas de suelo desprendidas por la acción de la lluvia y transportadas por una corriente laminar delgada, conocida como componente de erosión *interrills*, y la porción de partículas de suelo movilizadas por la tensión de corte y transportada por un flujo de carácter concentrado, denominado componente de erosión en surcos (*rills*). La ecuación de continuidad de sedimentos en régimen estable empleada para estimar el desprendimiento neto de partículas en las laderas se expresa como (Foster *et al.*, 1995):

$$\frac{dG}{dx} = D_f + D_i \quad (28)$$

donde G es la carga de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) a la distancia x desde el origen de la ladera; x , la distancia pendiente abajo (m); D_i , la tasa de liberación de sedimentos *interrills* ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); y D_f , la tasa de erosión en surcos ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). La función de la erosión *interrills* de la Ecuación 28 arriba indicada es dada por Foster *et al.* (1995):

$$D_i = K_{iadj} I_e \sigma_{ir} SDR_{RR} \left(\frac{R_s}{w} \right) \quad (29)$$

donde K_{iadj} es la erosionabilidad *interrills* ajustada ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); I_e , la intensidad de la precipitación efectiva (mm/h); σ_{ir} , la tasa de escorrentía *interrills* (mm/h); SDR_{RR} , la ratio de liberación de sedimentos *interrills*; F_{nozzle} , el factor de ajuste de las variaciones de energía del flujo, que adopta valor 1 en condiciones naturales; R_s , el espaciado entre surcos (m); w , es la anchura del surco (m); y D_f , la función de erosión en surcos, cuya expresión es:

$$D_f = K_{radj} (\tau_f - \tau_{cadj}) \left(1 - \frac{R_s}{w}\right) \quad (30)$$

donde K_{radj} es el parámetro ajustado de erosionabilidad del suelo ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); τ_f , la tensión de corte de la corriente ($\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$); τ_{cadj} , la tensión crítica ajustada de la superficie del surco ($\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$). Finalmente, C_t (capacidad de transporte de la corriente concentrada en surcos, expresada en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) se estima de acuerdo con la Ecuación 31 (Foster *et al.*, 1995; Huang y Bradford, 1993):

$$C_t = K_{tr} q_w S \quad (31)$$

en la que K_{tr} es el coeficiente de transporte K_t ($\text{m}^{0.5}\cdot\text{s}^2\cdot\text{kg}^{-2}$) calibrado por Finkner *et al.* (1989) en función de la tensión del flujo; q_w , el caudal por unidad de anchura (m^2/s); y S , la pendiente longitudinal (%). La ecuación de deposición es dada por Foster y Meyer (1972) en los términos:

$$\frac{dG}{dx} = \frac{\beta_r V_f}{q_w} (C_t - G) + D_i \quad (32)$$

donde V_f es la velocidad efectiva de sedimentación (m/s); y β_r , el coeficiente de turbulencia de las gotas de lluvia (0-1). Los parámetros de las Ecuaciones 28 y 32 están normalizados con los valores de los parámetros correspondientes a la condición de vertiente uniforme. Finalmente, dichas ecuaciones son resueltas por el modelo para estimar la erosión del suelo y la deposición en un punto concreto de la cuenca durante el intervalo de tiempo considerado.

- Modulo meteorológico CLIGEN

a) Generador de tormentas

El método utilizado para estimar la duración de los eventos de precipitación que son generados para el modelo WEPP es igual al utilizado en el modelo SWRRB (Arnold *et al.*, 1990). Se supone que la duración de los eventos de una tormenta está exponencialmente relacionada con la duración mensual media de los eventos según la expresión:

$$D = \frac{9,210}{-2 \ln(1 - rl)} \quad (33)$$

donde D es la duración del evento (h); y rl , un parámetro adimensional obtenido a partir de una distribución gamma de la precipitación media mensual producidas en media hora.

b) Intensidad máxima de la tormenta

La intensidad máxima de la tormenta es estimada mediante un método propuesto por Arnold y Williams (1989) según la Ecuación 34:

$$r_p = -2 P \ln(1 - rl) \quad (34)$$

donde r_p es la intensidad máxima de una tormenta ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$); y P , la precipitación total acumulada (mm).

2.4.3 Estimación de los aportes sedimentarios al embalse del Argos

Comparando el volumen de sedimentos aportados al embalse, calculado mediante los modelos GeoWEPP y ArcSWAT, y la superficie total que contribuye a dicha aportación, se deduce una degradación específica (D.E.) del área vertiente, en torno a 249 y 279 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ respectivamente.

Esta tasa ha sido contrastada con las estimadas por otros autores a partir de estudios batimétricos realizados desde 1976 por la Dirección General de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas y Transporte (M.O.P.T.), a través del Centro de Estudios Hidrográficos (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX). Tales estimaciones se basan en la superficie de la cuenca, el volumen de sólidos retenidos por la presa, la densidad media de los sedimentos y el número de años transcurridos desde la puesta en carga de la presa hasta la fecha del reconocimiento batimétrico.

Los valores más altos dados por López Bermúdez y Gutiérrez Escudero (1982) se explican porque fueron obtenidos para un periodo con frecuentes episodios de lluvias torrenciales (1970-1976), considerando una densidad media de los sedimentos de $2,5 \text{ g/cm}^3$ y una superficie de cuenca mayor que el resto de autores. Posteriormente, la elaboración de informes técnicos sedimentológicos y de aforos de sólidos, unido a la realización de nuevas campañas batimétricas (CEDEX, 1976, 1991), ha hecho posible contar con una información más detallada y precisa. Por dichos informes se conoce mejor la textura, la densidad y el peso específico de los sedimentos que rellenan el vaso del embalse, las técnicas bati-

métricas empleadas y el régimen de explotación del embalse (Avendaño *et al.*, 1995).

Sanz Montero *et al.* (1998) y de Vente *et al.* (2008) han utilizado los datos recogidos en dichos informes y memorias, basando, por tanto, sus estimaciones de degradación específica en el volumen de sedimentos acumulados en el embalse durante un periodo determinado. En realidad, los sedimentos retenidos por la presa no constituyen la totalidad de los aportes sólidos que llegan al embalse. Parte de ellos se pierden por los aliviaderos. Por ello, para estimar el porcentaje de sólidos atrapados, se adopta la fórmula del coeficiente de retención de Brown (1943).

El valor de densidad de los materiales retenidos en el embalse del Argos que figura en dichos informes técnicos y que adoptan los citados autores es de 1,017 g/cm³. Este hecho justifica que los valores de degradación específica de la cuenca (entre 1,95 y 1,98 t·ha⁻¹·año⁻¹) y los aportes de sedimentos (87.912 t·año⁻¹) por ellos estimados sean inferiores a la mitad de los calculados por López Bermúdez y Gutiérrez Escudero (1982) y algo mayores que los ofrecidos por ArcSWAT y GeoWEPP (Tabla 19).

Tabla 19: Valores medios anuales de degradación específica y de aportes de sedimentos estimados por diversos autores para la cuenca vertiente al embalse del Argos, en comparación con los obtenidos por GeoWEPP y ArcSWAT en el presente estudio.

Embalse	Superficie (km ²)	Degradación (t·km ⁻² ·año ⁻¹)	Aportes (t·año ⁻¹)	Autor/año
Argos	500	480	240.000	López Bermúdez y Gutiérrez Escudero (1982)*
	444	198	87.912	Sanz Montero <i>et al.</i> (1998)*
	450	195	87.912	de Vente <i>et al.</i> (2008)*
	446	249	20.413	GeoWEPP (2015) ^o
	450	279	18.739	ArcSWAT (2015) ^o

* Datos basados en estudios batimétricos del CEDEX.

^o Datos basados en aforos de sólidos.

Tanto SWAT como WEPP utilizan la tabla de valores de densidad aparente adoptados por el USDA-NRCS, de acuerdo con la textura del sedimento (www.mn.nrcs.usda.gov), lo que en este caso significa una densidad media de 1,05 g/cm³. Por su parte GeoWEPP genera, a partir de los tipos de suelo considerados, un mayor porcentaje de arcillas que el reseñado por el CEDEX (1994) en

su informe sedimentológico del embalse del Argos (Tabla 20 y 21), lo que explica que la degradación específica de la cuenca supere en $0,51 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ la calculada según dicho informe.

Tabla 20: Composición de los sedimentos evacuados por el cauce y distribución de las partículas primarias y materia orgánica en los sedimentos erosionados. Datos obtenidos por GeoWEPP para el área vertiente del embalse del Argos.

Clase	Diámetro (mm)	Gravedad específica	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	M.O. (%)	Fracción del flujo	
							(1)	(2)
1	0,002	2,60	0,0	0,0	100	30	0,178	0,102
2	0,010	2,65	0,0	100	0,0	0,0	0,401	0,473
3	0,030	1,80	0,0	7,4	92,6	27,8	0,377	0,398
4	0,300	1,60	86,2	1,3	12,5	3,7	0,030	0,017
5	0,200	2,65	100	0,0	0,0	0,0	0,014	0,009

(1) = periodo 1976-1991; (2) = periodo 1992-2015.

En cambio, SWAT produce unos porcentajes texturales más ajustados a los valores medidos por el CEDEX, y una densidad media de $1,135 \text{ g/cm}^3$. Por dicha razón, la tasa de degradación específica que proporciona este modelo se incrementa en $0,81 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. No se descarta tampoco que, a lo largo de su explotación (desde 1974) el embalse del Argos haya desaguado importantes volúmenes de "fangos" por las compuertas de fondo, disminuyendo así los sedimentos retenidos.

Tabla 21: Textura de los sedimentos según datos del informe sedimentológico del embalse del Argos (CEDEX, 1994) y valores estimados por GeoWEPP y ArcSWAT.

Material	Distribución porcentual (%)				
	CEDEX (1994)	GeoWEPP (1976-1991)	ArcSWAT (1976-1991)	GeoWEPP (1992-2015)	ArcSWAT (1992-2015)
Arena	3,90	4,10	7,10	2,40	10,0
Limo	62,8	42,9	67,3	50,2	60,8
Arcilla	33,3	53,1	25,2	47,3	29,2

No hay que olvidar que los aportes de sedimentos simulados por los modelos GeoWEPP y ArcSWAT (20.413 y 18.739 t-año⁻¹) se basan en las tasas de transporte de sedimentos del río Argos, a partir de las cuales fueron calibrados y validados estos modelos. Como puede verse en la Tabla 19, existen unas diferencias claras en la entrega de sedimentos respecto a ambos tipos de métodos de estimación (batimétrico y aforos de sólidos).

Cabe mencionar que la metodología basada en la estimación de la deposición de sedimentos en el fondo de un embalse a partir de levantamientos batimétricos y del cálculo del peso específico de los sedimentos conlleva una serie de fuentes de error (Maloi *et al.*, 2016; Batalla y Vericat, 2011; Buendia *et al.*, 2016). Aunque la información batimétrica es una herramienta muy útil que proporciona una visión general del almacenamiento de sedimentos, también implica en muchos casos una sobrestimación de los volúmenes depositados y de la pérdida de vida útil de los embalses (Maloi *et al.*, 2016; Lobera *et al.*, 2016; Alcântara *et al.*, 2010). Además, tradicionalmente, los levantamientos batimétricos han supuesto un importante coste, tanto económico como en tiempo de ejecución.

El grado de incertidumbre debido a los errores producidos en las mediciones e interpolación de la superficie batimétrica es aún elevado, a pesar de que en la actualidad existen medios tecnológicos más avanzados, que permiten obtener superficies batimétricas de mayor precisión. Alcântara *et al.* (2010) propusieron un método para estimar superficies batimétricas combinando un modelo digital del terreno (STRM) y series topográficas antiguas, obteniendo como resultado un coeficiente de determinación alto ($R^2 = 0,98$) y un RMSE igual a 3,78 m. Por otra parte, Curtarelli *et al.* (2015) optaron por la evaluación de tres algoritmos de interpolación diferentes y lograron el mejor resultado mediante el método geostatístico krigado (RMSE = 0,92 m). También ha de tenerse en cuenta el criterio de Morris y Fan (2008) de cubrir toda la superficie del depósito del embalse, puesto que, en caso contrario, no son consideradas las irregularidades topográficas del fondo del vaso.

Por su parte, la determinación del peso específico también conlleva fuentes de error. Samadi Boroujeni *et al.* (2009) estudiaron la densidad específica de sedimentos finos depositados en el embalse de Dez (Irán) a partir de la comparación de densidades observadas y estimadas mediante dos métodos empíricos (Miller y Lane). Este estudio les permitió demostrar cómo los métodos de Miller y Lane subestimaban la densidad de los sedimentos finos, con errores de -46 y -43% respectivamente.

A su vez, la aportación de sedimentos obtenida a partir de registros de aforo de sólidos también incluye un grado de incertidumbre debido a errores en las mediciones de aforo (López-Tarazón *et al.*, 2009). En muchos casos, las series de

observación son incompletas o poco representativas de la dinámica de transporte de un cauce, siendo recomendable la realización de mediciones después de episodios de precipitaciones. En nuestro caso, con el fin de reducir el grado de incertidumbre, se sugiere ampliar las mediciones de aforo, puesto que no todas las observaciones fueron medidas inmediatamente después de suceder un suceso de tormenta.

Por todo lo anterior, sería precipitado descartar cualquier hipótesis sin el apoyo de una nueva batimetría (realizada por última vez en el año 1991), con el objeto de determinar la eficiencia entre ambas metodologías. En este tipo de estudios las condiciones de profundidad, colmatación y compactación de los sedimentos tienen una gran variabilidad natural que debe tenerse en cuenta, por lo que la realización de una nueva batimetría basada en técnicas más actuales ayudaría en la labor de comprobar su efectividad.

A pesar de las incertidumbres y limitaciones de los datos disponibles, consideramos la cuenca del Argos un ejemplo útil y representativo en el que los datos espacialmente distribuidos de tasas de transporte y sedimentación permiten la estimación de la carga de sedimento en el cauce, siendo ello extrapolable a cuencas de tamaño medio y pequeño.

En este sentido, y siguiendo este tipo de metodología, son ya varios los trabajos realizados en áreas de condiciones ambientales similares, con predominio de formas kársticas y régimen semiárido, que han obtenido tasas anuales de aportes sedimentarios muy parecidas a las obtenidas en el presente estudio (Estrany *et al.*, 2009; Tena *et al.*, 2011; Gamvroudis *et al.*, 2015; Lobera *et al.*, 2016). Dentro del ámbito mediterráneo español, Rovira *et al.* (2006) obtuvieron valores totales medios de sedimentos en suspensión de $39.500 \text{ t-año}^{-1}$ durante el periodo de 1996-1999, para la cuenca de Tordera (894 km^2) en el noreste peninsular. Para ello, relacionaron los datos de caudal y de carga total de sedimentos en suspensión mediante modelos logarítmicos (Walling, 1977; Ferguson, 1987; Amin y Jacobs, 2007).

Debe tenerse en cuenta, además, que, dependiendo del software utilizado, pueden generarse áreas de drenaje diferentes. La superficie total vertiente obtenida con el módulo TOPAZ de GeoWEPP es ligeramente inferior a la delimitada por el CEDEX y por López Bermúdez y Gutiérrez Escudero (1982). Bajo tales premisas el modelo SWAT y WEPP pueden constituir una aproximación metodológica aceptable para el cálculo de tasas de erosión y de aportes sedimentarios a embalses de cuencas mediterráneas de tamaño similar o inferior al adoptado en el presente estudio. También, puede ser empleado como alternativa a los métodos basados en batimetrías, especialmente cuando existe incertidumbre en los datos disponibles, carencia de medidas continuas de caudales sólidos, series

de información cortas o de calidad confusa y/o falta de informes sedimentológicos de embalses, entre otras.

Referencias

Alatorre, L.C., Beguería, S. y García-Ruiz, J.M. (2010). Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: a case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. *Journal of Hydrology*, 391(1–2):109–123.

Albaladejo, J., Castillo, V. y Martínez-Mena, M. (1994). EUROSEM: preliminary validation on non-agricultural soils. En R.J. Rickson (Ed.), *Conserving Soil Resources* (pp.314–325). Cambridge (Cambridgeshire, England): CAB International.

Alcântara, E., Novo, E., Stech, J., Assireu, A., Nascimento, R., Lorenzetti, J. y Souza, A. (2010). Integrating historical topographic maps and SRTM data to derive the bathymetry of a tropical reservoir. *Journal of Hydrology*, 389(3): 311–316.

Alcaraz Ariza, F., Botías Pelegrín, M., García Ruiz, R., Ríos Ruiz, S., Rivera Nuñez, D. y Robledo Miras, A. (2014). *Flora básica de la Región de Murcia*. Murcia: Diego Marín Librero Editor, S.L.

Al-Hamdani, A.B. y Rasheed, A.M.M. (2009). Using satellite data with computer models to estimate the sediment yield to reservoirs: Mosul Lake, Iraq. *Journal of Environmental Hydrology*, 17, Paper 11.

Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Cruz Días, M^a. y Gascó, J.M^a. (1994). Métodos de estimación de la erosión hídrica. *Editorial Agrícola Española*, Madrid, 152: 849–862.

Almorox, J., López Bermúdez, F. y Rafaelli, S. (2010). *La degradación de los suelos por erosión hídrica. Métodos de estimación*. Murcia: Editum. 384 pp.

Amin, I.E. y Jacobs, A.M. (2007). Accounting for sediment sources and sinks in the regression analysis of the suspended sediment load of streams: the Río Puerco, New Mexico as an example. *Environmental Geosciences*, 14(1): 1–14.

Andreu, V., Imeso, A.C. y Rubio, J.L. (2001). Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*, 44: 69–84.

Andreu, V., Rubio, J.L. y Cerni, R. (1998). Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia, Spain). *Journal of Soil and Water Conservation*, 53: 112–120.

Arnold, J., Williams, J. y Maidment, D. (1995). Continuous-Time Water and Sediment-Routing Model for Large Basins, *Journal of Hydraulic Engineering- Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 121(2): 171-183.

Arnold, J.G. y Williams, J.R. (1989). Stochastic generation of internal storm structure. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 32(1): 161–166.

Arnold, J.G., Gassman, P.W. y White, M.J. (2010). New developments in the SWAT ecohydrology model. En *Proceedings of the 21st Watershed Technology Conference: Improving Water Quality and Environment. 21-24 February 2010, Universidad EARTH, Costa Rica. ASABE Publication No. 701P0210cd*. St. Joseph (MI): American Society of Agricultural and Biological Engineers.

Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., van Griensven, A., Van Liew, N.W., Kannan, N. y Jha, M.K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4): 1491–1508.

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. y Williams, J.R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1): 73–89.

Arnold, J.G., Williams, J.R., Nicks, A.D. y Sammons, N.D. (1990). *SWRRB, A Basin Scale Simulation Model for Soil and Water Resources Management*. College Station, TX: Texas A&M University Press, 236 pp.

Ascough II, J.C., Baffaut, C., Nearing, M.A. y Liu B.Y. (1997): The WEPP watershed Model: I Hydrology and erosion. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 40(4): 921–933.

Avenidaño C., Cobo, R., Gómez, J.L. y Sanz Montero, M.E. (1995). Procedimiento para evaluar la degradación específica (erosión) de cuencas de embalses a partir de los sedimentos acumulados en los mismos. Aplicación al estudio de embalses españoles. *Ingeniería Civil*, 99: 51–58.

Avendaño Salas, C., Cobo Rayán, R., Sanz Montero, E. y Gómez Montaña, J.L. (1999). Procedimiento para evaluar la degradación específica (erosión) de cuencas de embalses a partir de los sedimentos acumulados en los mismos. Aplicación al estudio de embalses españoles. *Ingeniería Civil*, 99: 51–58.

Avendaño, C. (2002). Situación de los embalses españoles. En Sociedad Española de Presas y Embalses (SEPREM) (Ed.), *Jornadas SEPREM. Sedimentación en Embalses*, Madrid: SEPREM.

Avendaño, C., Cobo, R., Sanz Montero, M.E. y Gómez, J.L. (1997a). Capacity Situation in Spanish reservoirs. En ICOLD (International Committee on Large Dams) (Ed.), *Proceedings of the 19th Symposium on Large Dams, Florence* (pp. 849–862). Paris: ICOLD Publications.

Avendaño, C., Cobo, R., Sanz Montero, M.E. y Gómez, J.L. (1997b). Sediment Yield at Spanish reservoirs and its relationship with the drainage basin area. En ICOLD (International Committee on Large Dams) (Ed.), *Proceedings of the 19th Symposium on Large Dams, Florence* (pp. 863–874). Paris: ICOLD Publications.

Ayres, Q. (1960). *La erosión del suelo y su control*. Barcelona: Ediciones Omega, 441 pp.

Badía, D. y Martí, C.I. (2000). Seeding and Mulching treatments as conservation measures of two bermed soils in the central Ebro Valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13: 219–232.

Balabanis, P., Peter, D., Ghazi, A. y Tsogas, M. (1999). *Mediterranean Desertification. Research Results and Policy Implications, Volumes 1 and 2*. Plenary Session Papers, European Commission, Directorate General for Science, Research and Development, EUR 19303, Brussels.

Batalla, R.J. y Vericat, D. (2011). An appraisal of the contemporary sediment yield in the Ebro Basin. *Journal of Soils Sediments*, 11: 1070–1081.

Bautista, S. (1999). *Regeneración post-incendio de un pinar (Pinus halepensis, Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante.

Bautista, S., Bellot, J. y Vallejo, R. (1996). Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10: 235–242.

Bellin, N., Vanacker, V., Van Wesemael, B., Sole-Benet, A. y Bakker, M. (2011). Natural and anthropogenic controls on soil erosion in the Internal Betic Cordillera (southeast Spain). *Catena*, 87: 190–200.

Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A. y López Bermúdez, F. (1999). Efectos sobre la cubierta vegetal, la escorrentía y la erosión del suelo, de la alternancia cultivo-abandono en parcelas experimentales. *Investigaciones Geográficas*, 22: 95–107.

Ben Slimane, A., Raclot, D., Evrard, O., Sanaa, M., Lefevre, I. y Le Bissonnais, Y. (2016). Relative contribution of rill/interrill and gully/channel erosion to small reservoir siltation in Mediterranean environments. *Land Degradation & Development*, 27: 785–797.

Benito, E., Soto, B. y Díaz Fierros, F. (1991). Soil erosion studies in NW Spain. En: M. Sala, J.L. Rubio y J.M. García-Ruiz (Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain* (pp. 55-74). Logroño: Geoforma Ediciones.

Bienes, R. y Torcal, L. (1997). Influencia del manejo del suelo sobre la erosión en depósitos de terraza (El Encín y Marchamalo). *Cuaternario y Geomorfología*, 11(3–4): 113–124.

Bienes, R., Guerrero Campo, J., Aroca, J.A., Gómez, B., Nicolau, J.M. y Espigares, T. (2000). Runoff coefficient and soil erosion rates in croplands in a Mediterranean continental region in Central Spain. En Third International ESSC Congress "Man and Soil at the Third Millennium", Valencia.

Bochet, E., Rubio, J.L. y Poesen, J. (1998). Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate (Valencia, Spain). *Geomorphology*, 23: 139–150.

Bodoque, J.M., Pedraza, J., Martín-Duque, J.F., Sanz, M.A., Carrasco, R.M., Díez, A. y Mattered, M. (2001). Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse de Puente Alta (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos. *Cuaternario y Geomorfología*, 15(3–4): 21–36.

Boer, M. y Puigdefábregas, J. (2005). Effects of spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: a simulation study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(2): 149–167.

Boix-Fayos, C. Martínez-Mena, M., Calvo Cases, A., Arnau Rosalén, E., Albaladejo, J. y Castillo, V. (2007). Causes and underlying processes of measurement variability in field erosion plots in Mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32: 85–101.

Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M.D., González Barberá, G. y Castillo, V.M. (2008). The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*, 22(25): 4922–4935.

Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Calvo Cases, A., Arnau Rosalén, E., Castillo, V. y Albaladejo, J. (2005). Concise review of intertil erosion studies in SE Spain (Alicante y Murcia): erosion rates and progress of knowledge in the last two decades. *Land degradation and Development*, 16: 517–528.

Brandt, C.J. y Thornes, J.B. (1996). *Mediterranean Desertification and Land Use*. Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Brassoulis, H., Junti, M. y Wilson, G. (2003). *Mediterranean Desertification, Framing the Policy Context*. Directorate General for Research, Sustainable Development, Global Change and Ecosystem, EUR 20731, Brussels, 35 pp.

Brown, C.B. (1943). Discussion of "Sedimentation in reservoirs by J. Witzig". *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 109: 1080–1086.

Brown, L.C. y Barnwell T.O.Jr. (1987). The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Documentation and User's Manual. Report EPA/600/3-87/007. Athens, GA: US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.

Brune, G.M. (1953). Trap Efficiency of Reservoirs. *Transactions of American Geophysical Union*, 34 (3): 407-418.

Buendia, C., Herrero, A., Sabater, S. y Batalla, R.J. (2016). An appraisal of the sediment yield in western Mediterranean river basins. *Science of The Total Environment*, 572: 538–553.

Burke, S. y Thornes, J.B. (1998). Volume 1, Actions taken by national governmental and non-governmental organisations to mitigate desertification in the Mediterranean; Volume 2, Thematic review; Volume 3, Summary. Concentrated Action on Mediterranean Desertification. European Commission, Directorate General for Science, Research and Development, EUR 18490EN, Brussels, 349 pp.

Bussi, G., Francés, F., López-Tarazón, J.A. y Batalla, R.J. (2013). *Analysis of climate change effects on water and sediment cycle in a Mediterranean catchment*. 4th SCARCE International Conference. Cádiz, España. 25-27 de noviembre de 2013. Recuperado de: <http://lluvia.dihma.upv.es/ES/publi/contrib.html>

Cabezas, J.D.D. y Masia, R. (2004). Programa para el Seguimiento y Control Postincendio en los Ecosistemas Forestales de Moratalla, Murcia, España. En A. González-Cabán (Coord.) (2008). *Memorias del Segundo Simposio Internacional Sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una Visión Global*. 2004 Abril 19–22; Córdoba, España. Albany, CA: Departamento de Agricultura de los EE.UU., Servicio Forestal, Estación de Investigación del Pacífico Suroeste, 779 pp.

Calvo-Cases, A., Harvey, A.M., Paya-Serrano, J. y Alexander, R.W. (1991). Response of badland surfaces in South East Spain to simulated rainfall. *Cuaternario y Geomorfología*, 5: (3–14).

Cammeraat, L.H. (2004). Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 317–332.

Cantón, Y., Solé-Benet, A., Queralt, I. y Pini, R. (2001). Weathering of a gypsum-calcareous mudstone under semi-arid environment at Tabernas, SE Spain: laboratory and field-based experimental approaches. *Catena*, 44: 111–132.

Ceballos, A. (1997). *Balance de agua de una cuenca hidrográfica bajo explotación de dehesa en Extremadura*. Tesis Doctoral, Universidad de Extremadura.

CEDEX (Centro de Estudios Hidrográficos) (1976). *Reconocimiento batimétrico del embalse de Argos*. Madrid: Dirección General de Obras Hidráulicas.

CEDEX (Centro de Estudios Hidrográficos) (1991). *Reconocimiento batimétrico del embalse de Argos*. Madrid: Dirección General de Obras Hidráulicas.

CEDEX (Centro de Estudios Hidrográficos) (1994). *Reconocimiento sedimentológico de embalses. Embalse de Argos*. Madrid: Dirección General de Obras Hidráulicas, 45 pp.

Cerdà, A. (1997). Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of Southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11: 163–176.

Cerdà, A. (2001). La erosión del suelo y sus tasas en España. *Ecosistemas*, 10 (3): 1–16.

Cerdà, A. (2003) Lessons and experience of soil conservation in Spain. *Soil Conservation and protection for Europe (SCAPE)* (pp.55-70).

CHS (2013). Caracterización de las Masas de Agua de la DHS (Anejo 12). Plan hidrológico de la Cuenca del Segura 2009/2015. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

CHS (2016). Web de la Confederación Hidrográfica del Segura. Recuperado de: <https://www.chsegura.es/chs/cuenca/infraestructuras/embalses/embalsedeArgos/>

Chuvieco, E. (2000). *Fundamentos de Teledetección espacial*. Madrid: RIALP, 568 pp.

Cobo Rayan, R., Gómez Montaña, J.L., Plata Bedmar, A., Sanz Montero, M.E. y Avendaño Salas, C. (1996). Influencia del régimen de explotación del embalse de Puentes en las tasas de sedimentación durante el periodo 1954-1994. En

CNEGP (Comité Nacional Español de Grandes Presas) (Ed.), *Actas V jornadas Españolas de presas, Valencia* (pp. 155-169). Madrid: CNEGP.

Cobo, R. (2008). Los sedimentos de los embalses españoles. *Ingeniería del Agua*, 15(4): 231–241.

CODA (1993). *Incidencia ambiental y Social de la Política Hidráulica en España. Propuestas para recoger en el Plan Hidrológico Nacional*. Madrid: CODA (Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental).

Collinet, J. y Zante, P. (2005). Analyse du ravinement de bassins versants à retenues collinaires sur sols à fortes dynamiques structurales (Tunisie). *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 1: 61–74.

Conesa García, C. (1989). Aplicación del modelo de erosión GAMES a cuencas de drenaje del Sureste Peninsular. *NORBA, revista de Geografía*, IX: 565-578. Universidad de Extremadura.

Conesa García, C. y García Lorenzo, R. (2007). *Erosión y diques de retención en la Cuenca Mediterránea. Efectividad hidrogeomorfológica de los diques de retención en cuencas torrenciales del Sureste Español*. Murcia: Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua.

CORINE (1992). Soil Erosion Risk and Important Land Resources in the Southern Regions of the European Community. EUR 13233, Luxembourg.

Coulthard, T.J., Kirkby, M.J. y Macklin, M.G. (1998). Non-linearity and spatial resolution in a cellular automaton model of a small upland basin, *Hydrology and Earth System Sciences*, 2: 257–264.

CR-ARGOS. (2017). Web de la Comunidad de Regantes de las Aguas Reguladas por el Embalse del Argos. Recuperado en marzo de 2017 de: http://cragos.org/index.php/informacion-cr_argos/

CSCB 92 (1992). *Informe Alternativo*. Madrid: Comité de Seguimiento de la Conferencia de Brasil 1992.

Cuadros, S., Martínez, A. y Francia, J.R. (1993). Cultivos frutales de secano en fuertes pendientes: Aspectos erosivos. En F.J. Silva-Pando y G. Vega Alonso (Eds.), *Actas del Congreso Forestal Español-Lourizán 93, Tomo III* (pp. 39–44). Vigo: Grapol.

Curtarelli, M., Leão, J., Ogashawara, I., Lorenzetti, J. y Stech, J. (2015). Assessment of Spatial Interpolation Methods to Map the Bathymetry of an Amazonian Hydroelectric Reservoir to Aid in Decision Making for Water Management. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 4: 220–235.

De Alba, S. (1998). *Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas en la región central de España*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.

De Alba, S., López Fando, C. y Pérez González, A. (1994). Erosión hídrica en sistemas agrícolas. Diseño experimental y resultados preliminares. En A. Gómez-Villar, J.M. García Ruiz y J. Arnáez Vadillo (Coords.), *III Reunión Nacional de Geomorfología, Vol. II*, (pp. 55–68). Logroño: Sociedad Española de Geomorfología.

De Antonio, R., Almorox, J., Saa, A. y Gallardo, J. (1993). Soil erosion in waste gypsiferous lands. En *Workshop on Soil Erosion in Semi-Arid Mediterranean Areas* (pp. 91-97). Taormina (Catania, Italia): ESSC-CSEI Catania (European Society for Soil Conservation-Centro Studi di Economia applicata all'Ingegneria di Catania).

De Antonio, R., Almorox, J., Saa, A. y Rueda, J.P. (1995). Erosión y sedimentación de los embalses en España. *Agricultura, Revista Agropecuaria*, 64: 151-154.

De Ploey, J. (1990). Threshold conditions for talweg gullyng with special reference to loess areas. *Catena Supplement*, 17: 147-151.

De Vente, J., Poesen, J. y Verstraeten, G. (2005). The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. *Journal of Hydrology*, 305(1-4): 63-86.

De Vente, J., Poesen, J., Bazzofi, P., Van Rompaey, A. y Verstraeten, G.N. (2006). Predicting catchment sediment yield in Mediterranean environments: the importance of sediment sources and connectivity in Italian drainage basins. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31: 1017–1034.

De Vente, J., Poesen, J., Govers, G. y Boix-Fayos, C. (2009). The implications of data selection for regional erosion and sediment yield modelling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(15): 1994-2007.

De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vanmaercke, M., Van Rompaey, A., Arabkhedri, M. y Boix-Fayos, C. (2013). Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand?. *Earth-Science Reviews*, 127:16-29.

De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompaey, A. y Govers, G. (2008). Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and Planetary Change*, 60: 393-415.

Dearing, J.A. y Foster, D.L. (1993). Lake sediments and geomorphological processes: some thoughts. En J. McManus y R.W. Duck (Eds.). *Geomorphology and sedimentology of lakes and reservoirs* (pp. 5-14). Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Dendy, F.E. y Bolton, G.C. (1976). Sediment yield-runoff-drainage area relationships in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31: 264–266.

DGCN (2002). *Inventario Nacional de Erosión de Suelos 2002-2012. Región de Murcia*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.

Díaz Fierros, F., Benito, E. y Soto, B. (1994). Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En: M. Sala y J.L. Rubio (Eds.), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires* (pp. 163–176). Logroño: Geoforma Ediciones.

Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones (Resolución de la Secretaría de Estado de interior de 31 de enero de 1995). *Boletín Oficial del Estado*, nº 38,1995, 14 de febrero.

Douglas, T., Critchley, D. y Park, G. (1996). The deintensification of terraced agricultural land near Trevelez, Sierra Nevada, Spain. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 5: 258–270.

Edeso, J.M., González, M.J., Merino, A., Marauri, P. y Larrión, J.A. (1994). Primeros datos sobre las pérdidas de suelo en explotaciones forestales en la vertiente cantábrica del País Vasco. En J.M. García Ruiz y T. Lasanta (Eds.). *Efectos Geomorfológicos del Abandono de Tierras*. Zaragoza: Sociedad Española de Geomorfología.

Eltner, A. y Baumgart, P. (2015). Accuracy constraints of terrestrial Lidar data for soil erosion measurement: Application to a Mediterranean field plot. *Geomorphology*, 245: 243–254.

Espinosa-Villegas, C.O. y Schnoor, J.L. (2009). Comparison of longterm observed sediment trap efficiency with empirical equations for Coralville Reservoir, Iowa. *Journal of Environmental Engineering*, 135: 518–525.

Estalrich, E., Hernández, A.J., Aranda, L. y Pastor, J. (1997). Estudio de factores edáficos relacionados con la erosión y escorrentía en taludes de fuerte pendiente; ensayos de revegetación. *Edafología*, 2: 161-167.

Estrany, J., Garcia, C. y Batalla, R.J. (2009). Suspended sediment transport in a small Mediterranean agricultural catchment. *Earth Surface Processes Landforms*, 34: 929–940.

European Environment Agency (2000). *CORINE LAND COVER 2000*. Recuperado de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2000-vector-6>

Ferguson, R.I. (1987). Accuracy and precision of methods for estimating river loads. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12: 95–104.

Finkner, S.C.; Nearing, M.A., Foster, G.R. y Gilley, J.E. (1989). A simplified equation for modeling sediment transport capacity. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 32(5): 1545–50.

Flanagan, D.C., Ascough II, J.C., Nicks, A.D., Nearing, M.A. y Laflen, J.M. (1995). Overview of the WEPP Erosion Prediction Model. En D.C. Flanagan y M.A. Nearing (Eds.), *USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report No. 10*, Chapter 1. (pp. 1.1-1.11). West Lafayette, IN: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.

Fleming, G. (1969). *The Clyde basin: hydrology and sediment transport*. Phd Thesis, Department of Civil Engineering, Strathclyde University, Glasgow (Scotland).

Foster, G.R. y Meyer, L.D. (1972). A closed-form soil erosion equation for upland areas. En H.W. Shen (Ed.), *Proceeding of Sedimentation Symposium to Honor Prof. H. A. Einstein, Vol. 12* (pp. 1-19). Fort Collins, CO: Department of Civil Engineering, Colorado State University.

Foster, G.R., Flanagan, D.C., Nearing, M.A., Lane, L.J., Risse, L.M. y Finkner, S.C. (1995). Chapter 11: Hillslope Erosion Component. En D.C. Flanagan y M.A. Nearing (Eds). *USDA. Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentacion, National Soil Erosion Research Laboratory Report No. 10*. West Lafayette, IN: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.

Fournier, F. (1960). *Climat et eroion. La relation ente l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques*. Paris: Prèsses Universitaires de France, 201 pp.

Francis, C. (1986). Soil erosion on fallow fields: an example from Murcia. *Papeles de Geografía Física*, 11: 21–28.

Fuentes, E., Bonilla, C. y Troncoso, J. (2001). Operaciones forestales y concentración de sedimentos en cauces naturales II: Análisis de sensibilidad y comparación con otros modelos. *Bosque*, 22(2): 25–37.

Gamvroudis, C., Nikolaidis, N.P., Tzoraki, O., Papadoulakis, V. y Karalemas, N. (2015). Water and sediment transport modeling of a large temporary river basin in Greece, *Science of the Total Environment*, 508: 354–365.

García Lorenzo, R., Conesa García, C. y Martínez Salvador, A. (2009). Assessing soil erosion in semi-arid check dam watershed using GeoWEPP (South-East Spain). En M.H. Sanders y P.D. Clark (Eds.), *Geomorphology: Processes, Tax-*

onomy and Applications, Chapter: 4 (pp. 61–89).New York, NY: Nova Science Publishers, Inc.

García Mellado, A. (2011): 18 años después del gran incendio de Moratalla. Recuperación de las comunidades ornitológicas, *Murcia Enclave Ambiental*, 29, Cuarto trimestre. Recuperado de: <http://www.murciaenclaveambiental.es/cuarto-trimestre-2011.html?idRe=159&iw4re=33>

García Ruiz, J.M. y López Bermúdez, F. (2009). *La erosión del suelo en España*. Zaragoza: Sociedad Española de Geomorfología, 441 pp.

García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M.J., Bienes, R., González-Andrés, F. y Alegre, J. (2013). Use of Mediterranean legume shrubs to control soil erosion and runoff in central Spain. A large-plot assessment under natural rainfall conducted during the stages of shrub establishment and subsequent colonisation. *Catena*, 102: 3–12.

García-Ruiz, J.M. y Lana-Renault, N. (2011). Una revisión de los efectos hidrológicos y erosivos del abandono de tierras en España. *Geographicalia*, 59-60: 125-135.

García-Ruiz, J.M., Lasanta, T. y Alberto, F. (1994). Pérdida de sedimentos por sufosión en campos de regadío. En A. Gómez-Villar, J.M. García Ruiz y J. Arnáez Vadillo (coords.), *III Reunión Nacional de Geomorfología, Vol. II* (pp. 267–276). Logroño: Sociedad Española de Geomorfología.

García-Ruiz, J.M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N. y Berguería, S. (2013). Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology*, 198: 20–36.

García-Ruiz, J.M., Ruiz Flaño, P. y Lasanta, T. (1996). Soil erosion after farmland abandonment in submediterranean mountains: a general outlook. En: J.L. Rubio y A. Calvo (Eds.), *Soil degradation and desertification in Mediterranean environments* (pp. 165-183). Logroño: Geoforma Ediciones.

Garg, V. y Jothiprakash, V. (2010). Modeling the time variation of reservoir trap efficiency. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(12): 1001–1015.

Geeson, N.A., Brandt, C.J. y Thornes, J.B. (Eds) (2002): *Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses*. Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd., 440 pp.

Gomariz Castillo, F. (2016). *Estimación de variables y parámetros hidrológicos y análisis de su influencia sobre la modelización hidrológica: Aplicación a los modelos Témez y SWAT*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.

Gómez, J.A., Romero, P., Giraldez, J.V. y Fereres, E. (2004). Experimental assessment of runoff and soil in an olive grove on a Vertic soil in Southern Spain as affected by soil management. *Soil Use and Management*, 20: 426–431.

González Hidalgo, J.C. (1992). *Pautas espaciales de la erosión hídrica en el semi-árido aragonés. Exposición topográfica y cubierta vegetal factores de erosión*. Tesis Doctoral, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza.

González Ortiz, J.L. (1983). *El Noroeste murciano*. Estudio Geográfico, Universidad de Murcia, 1983.

González-Hidalgo, J.C., Peña-Monné, J.L. y De Luis, M.N. (2007). A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena*, 71: 193–199.

Gordon, L.M., Bennett, S.J., Bingner, R.L., Theurer, F.D. y Alonso, C.V. (2007). Simulating ephemeral gully erosion in ANNAGNPS. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3): 857–866.

Govers, G., Van Oost, K. y Poesen, J. (2006). Responses of a semi-arid landscape to human disturbance: A simulation study of the interaction between rock fragment cover, soil erosion and land use change. *Geoderma*, 133(1-2): 19-31.

Green, W.H. y Apmt, G.A. (1911). Studies on soil physics. Part 1. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences*, 4: 11–24.

Gregory, J.K. y Walling, E.D. (1985). *Drainage Basin Analysis*. Victoria, Australia: The Bath Press, 451 pp.

Grenon, M. y Batisse, M. (1988). *The Blue Plan: The Future of the Mediterranean Basin*. PNUMA-CAR/PB. Atenas (Greece): MAP Coordination Unit. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

Grenon, M. y Batisse, M. (Eds.) (1989). *Futures for the Mediterranean Basin. The Blue Plan*. Oxford (England): Oxford University Press.

Guerra, J. y López Vera, F. (1985). Análisis y aplicación del factor climático de Fournier en la estimación de la erosión específica en la región de Madrid. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 11: 149–160.

Guerrero Campo, J. (2005). Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística: una revisión bibliográfica mediterránea. *Serie de Estudios Biológicos*. Época II, 18: 8–30.

Haboudane, D., Bonn, F., Royer, A., Sommer, S. y Mehl, W. (2002). Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally based information and

digital geomorphometric attributes. *International Journal of Remote Sensing*, 18: 3795–3820.

Handley, K. (2011). *Gully Erosion Assessment and Prediction on Non-agricultural Lands Using Logistic Regression*. MSc Thesis. Department of Biological and Agricultural Engineering, Kansas State University.

Harvey, A.M. (2002). Effective timescales of coupling within fluvial systems. *Geomorphology*, 44: 175–201.

Hodges, S. (1995). *Soil Fertility Basics, Soil*. Science Extension North Carolina State University Certified Crop Advisor Training, 75 pp.

Huang C. y Bradford, J.M. (1993). Analysis of Slope and Runoff Factors Based on the WEPP Erosion Model. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 1176–1183.

ICONA (1986). Proyecto LUCDEME (Lucha contra la Desertificación del Mediterráneo). Mapas de suelos a escala 1/100.000. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

ICONA (1988). Mapas de estados erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Segura. Madrid: Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España.

IGME (2016). *Mapa Geológico de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Escala 1/200.000*. Recuperado de: <http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/mapa.aspx?parent=../geologica/geologiaregional.aspx&Id=7>.

Ingelmo, F., Ibáñez, A. y Pomares, F. (1999). Water erosion in a degraded soil amended with sewage sludge under dry Mediterranean climate. En J. Bech (Ed.), *Extended Abstracts 6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate* (pp. 1017–1019). Barcelona: Universitat de Barcelona.

Ingelmo, F., Ibáñez, A., Pomares, F., García, J. y Mares, M. (1998). Measures for soil protection in citrus orchards and in abandoned fields in the Community of Valencia (Spain). En: A. Rodríguez, C.C. Jiménez y M.L. Tejedor (Eds.), *The soil as a strategic resource: degradation processes and conservation measures* (pp. 431–439). Logroño: Geoforma Ediciones.

Jerez Mir, L. (1973). *Geología de la zona Prebética en la transversal de Elche de la Sierra y sectores adyacentes (provincias de Albacete y Murcia)*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 749 pp.

Jérez Mir, L., García Monzón, G. y Jerez Mir, F. (1973). *Mapa Geológico de España 1:50.000, hoja nº 890 (Calasparra)*. Madrid: IGME (Instituto Geológico y Minero de España).

Jetten, V., Govers, G. y Hessel, R. (2003). Erosion models: quality and spatial predictions. *Hydrological Processes*, 17: 887–900.

Karamesouti, M., Petropoulos, G. P., Papanikolaou, I.D., Kairis, O. y Kosmas, K. (2016). Erosion rate predictions from PESERA and RUSLE at a Mediterranean site before and after a wildfire: Comparison & implications, *Geoderma*, 261: 44–58.

Kemarian, A.R., Julich, S., Manoranjan, V.S. y Arnold, J.G. (2011). Integrating soil carbon cycling with that of nitrogen and phosphorus in the watershed model SWAT: Theory and model testing. *Ecological Modelling*, 222(12): 1913–1921.

Kepner, W.G. (2005). Introduction: Desertification and Security - Perspectives for the Mediterranean Region. En W.G. Kepner, J.L. Rubio, D.A. Mouat y F. Pedrazzini (Eds.), *Desertification and Security - Perspectives for the Mediterranean Region* (pp. 3-9). Berlin (Germany): Springer Science and Business Media B.V.

Kirkby, M.J. (1995). Modelling the links between vegetation and landforms. *Geomorphology*, 13: 319–335.

Kirkby, M.J., Atkinson, K. y Lockwood, J. (1990). The Interaction of Erosional and Vegetation Dynamics in Land Degradation: Spatial Outcomes. En J.B. Thornes (Ed.), *Vegetation and Erosion. Processes and Environments* (pp. 25–39). Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Kirkby, M.J., Irvine, B.J., Jones, R.J.A. y Govers, G. (2008). The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science*, 59(6): 1293–1306.

Knisel, W.G. (Ed.) (1980). *CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*. Tucson, AZ: US Department of Agriculture.

La Roca, N. (1984). La erosión por arroyada en una estación experimental (Requena, Valencia). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 10: 85- 98.

Lambin, E.F. (1996). Change Detection at Multiple Temporal Scales: Seasonal and Annual Variations in Landscape Variables. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(8): 931–938.

Leonard, R.A., Knisel, W.G. y Still, D.A. (1987). GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 30:1403–1418.

Lesschen, J.P., Cammeraat, L.H. y Nieman, T. (2008). Erosion and terraces failure due to agricultural land abandonment in a semi-arid environment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33: 1574–1584.

Lesschen, J.P., Schoorl, J.M. y Cammeraat, L.H. (2009). Modelling runoff and erosion for a semi-arid catchment using a multi-scale approach based on hydrological connectivity. *Geomorphology* 109(3-4): 174–183.

Licciardello, F., Govers, G., Cerdan, O., Kirkby, M.J., Vacca, A. y Kwaad, F.J.P.M. (2009). Evaluation of the PESERA model in two contrasting environments. *Earth Surfaces Processes and Landforms*, 34(5): 629–640.

Lins, H.F. y Slack, M.L. (1999). Streamflow trends in the United States. *Geophysical Research Letters*, 26: 227–230.

Liquete, C., Arnau, P., Canals, M. y Colas, S. (2005). Mediterranean river systems of Andalusia, southern Spain, and associated deltas: A source to sink approach. *Marine Geology*, 222–223: 471–495.

Lobera, G., Batalla, R.J., Vericat, D., López-Tarazón, J.A. y Tena A. (2016). Sediment transport in two mediterranean regulated rivers. *Science of The Total Environment*, 540: 101–113.

López Bermúdez, F. (1986). Evaluación de la erosión hídrica en las áreas receptoras de los embalses de la cuenca del Segura, aplicación de la USLE. En F. López Bermúdez y J.B. Thornes (Eds.), *Estudios sobre Geomorfología del Sur de España* (pp. 93-99). Murcia: Universidad de Murcia y University of Bristol.

López Bermúdez, F. (1989). Incidencia de la erosión hídrica en la desertificación de una cuenca fluvial mediterránea semiárida: Cuenca del Segura. España. En MOPU (Ed.), *Degradación de zonas áridas en el entorno mediterráneo español. Monografías de la Dirección General de Medio Ambiente* (pp. 63–81). Madrid: Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

López_Bérmudez, F. (n.d.) Interacción entre vegetación, erosión y desertificación. Departamento de Geografía, Universidad de Murcia. Recuperado de: <http://divulgameteo.es/uploads/Vegetación-erosión-desertificación.pdf>

López Bermúdez, F. y Gutiérrez Escudero, J.D. (1982). Estimación de la erosión y aterramientos de embalses en la cuenca hidrográfica del río Segura. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 8: 3–18.

López Bermúdez, F. y Romero Díaz, A. (1993). Génesis y consecuencias erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 18-19: 7-28.

López Bermúdez, F., Romero Díaz, A. y Martínez Fernández, J. (1991). Soil erosion in semi-arid Mediterranean environment. El Ardal experimental field (Murcia, Spain). En: M. Sala, J.L. Rubio y J.M. García-Ruiz (Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain* (pp. 137-152). Logroño: Geoforma Ediciones.

López-Tarazón, J.A., Batalla, R.J., Vericat, D. y Francke, T. (2009). Suspend sediment transport in a highly erodible catchment: The river Isábena (Southern Pyrenees). *Geomorphology*, 109(3-4): 210-221.

López-Vicente, M. y Navas, A. (2009). Escorrentía y pérdida de suelo en cárcavas: Modelización en un agrosistema del Prepirineo oscense. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 35(2): 239-261.

Maalim, F.K., Melesse, A.M., Belmont, P. y Gran, K. (2013). Modeling the impact of land use changes on runoff and sediment yield in the Le Sueur watershed, Minnesota using GeoWEPP. *Catena*, 107: 35-45.

Mairota, P., Thornes, J.B. y Geeson, N. (Eds) (1998). Atlas of Mediterranean Environments in Europe: The Desertification Context. Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Maloi, S.K., Sang, J.K., Raude, J.M., Mutwiwa, U.N., Mati, B.M. y Maina, C.W. (2016). Assessment of Sedimentation Status of Ruiru Reservoir, Central Kenya. *American Journal of Water Resources*. 4(4): 77-82.

MAPAMA (2017a). Web del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. *Objetivos de la red RESEL*. Recuperado en mayo de 2017 de: http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo_rural/temas/politicaforestal/desertificacion-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch-resel-objetivos.aspx

MAPAMA (2017b). Web Red Natura 2000. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Recuperado en enero 2017 de: <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espaciosprotegidos/red-natura-2000/>

Marqués, M.A. (1991). Soil erosion research: experimental plots on agricultural and burnt environments near Barcelona. En M. Sala, J.L. Rubio y J.M. García-Ruiz (Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain* (pp. 153-164). Logroño: Geoforma Ediciones.

Marqués, M.A. y Mora, E. (1992). The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena* 19: 333-344.

Martín Algarra, A. (1987). *Evolución geológica alpina del contacto entre las Zonas Internas y las Zonas Externas de la Cordillera Bética*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 1171 pp.

Martínez Hernández, C. y Romero Díaz, A. (2015). Cartografía y análisis espacial de los factores naturales que favorecen el abandono de tierras agrícolas en la Región de Murcia. En J. de la Riva, P. Ibarra, R. Montorio y M. Rodrigues (Eds.), *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación* (pp. 1745–1754). Zaragoza: Universidad de Zaragoza-Asociación de Geógrafos Españoles (AGE).

Martínez Salvador, A., Conesa García, C., García Lorenzo, R. y Pérez Cutillas, P. (2015). Estimación de aportes sedimentarios a embalses de pequeñas cuencas mediterráneas mediante GeoWEPP. Ensayo en la cuenca vertiente del río Mula al embalse de la Cierva (cuenca del río Segura). *Limnetica*, 34(1): 41–56.

Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C. y Poesen, J. (2004). *Assessment of sidewall erosion in large gullies using multi-temporal DEMs and logistic regression analysis*. *Geomorphology*, 58(1): 305–321.

Martínez-Raya, A., Francia Martínez, J.R., Martínez-Vilela, A. y Ruiz, S. (2001). Soil conservation techniques in the cultivation of perennials on step slopes in semi-arid ecosystems. En J.L. Rubio (Ed.), *In man and soil at the third millennium* (ESSC Third International Congress). Valencia: European Society for Soil Conservation.

Mattos, R. (1999). *Pequeñas Obras Hidráulicas, Capítulo 3 Erosión y Transporte de Sedimentos*. Biblioteca virtual del Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe de la UNESCO (PHILAC). Recuperado de: <http://www.unesco.org/uy/phi/biblioteca/files/original/eadd0e8c29935c9517f15ef51e46f83f.pdf>

McManus, J. y Duck, R. (1985). Sediment yield estimated from reservoir siltation in the Ochil Hills, Scotland, *Earth Surface Processes and Landforms*, 10: 193–200.

McNeill, J.R. y Winiwarter, V. (2004). Breaking the sod: humankind, history and soil. *Science*, 304: 1627–1629.

Meerkerk, A., van Wesemael, B. y Cammeraat, E., (2008) Water availability in almond orchards on marl soils in southeast Spain: The role of evaporation and runoff. *Journal of Arid Environments*, 72(12): 2168–2178.

Méndez García, J. (1997). *Proyecto de conservación del suelo y el agua en cultivo de secano en Los Almagros T.M. Fuente Álamo (Murcia)*. Proyecto fin de carrera. Cartagena: Universidad Politécnica de Cartagena.

Meshesha, D.T., Tsunekawa, A., Tsubo, M. y Haregeweyn, N. (2012). Dynamics and hotspots of soil erosion and management scenarios of the Central Rift Valley of Ethiopia. *International Journal of Sediment Research*, 27: 84–99.

Metternicht, G.I. y Gonzalez, S. (2005). FUERO: foundations of a fuzzy exploratory model for soil erosion hazard prediction. *Environmental Modelling & Software*, 20: 715-728.

Miller, C.R. (1953). *Determination of the unit weight of sediment for use in sediment volumen computations*. Denver, CO: U.S. Bureau of Reclamations.

Morris, G.L. y Fan, J. (2008). *Reservoir Sedimentation Handbook*. 1.04 ed. New York: McGraw-Hill Book Company.

Neil, D. y Mazari, R. (1993). Sediment yield mapping using small dam sedimentation surveys, Southern Tablelands, New South Wales, *Catena*, 20: 13–25.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. y Williams, J.R. (2009). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation-Version 2009*. Soil and Water Research Laboratory. Temple, CA: US Department of Agriculture- Agricultural Research Service.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R. y Williams, J.R. (2012). Soil and Water Assessment Tool. Input/output file documentations. Version 2012. Texas Water Resources Institute Report. Texas, TX: Texas Water Resources Institute.

Nunes, J.P., Vieira, G.N., Seixas, J., Gonçalves, P. y Carvalhais, N. (2005). Evaluating the MEFIDIS model for runoff, soil erosion prediction during rainfall events. *Catena*, 61: 210–228.

Ortiz Silla, R., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M., Guillén Mondéjar, F. y Alvarez Rogel, J. (1999). Mapa de riesgos de erosión hídrica en zonas agrícolas. En D. Barrettino Fraile, Instituto Tecnológico Geominero de España y Consejería de política territorial y obras públicas de la Región de Murcia (Eds.), *Atlas del medio natural de la región de Murcia*. Madrid: Instituto Tecnológico Geominero de España.

Osterkamp, W.R. y Friedman, J.M. (2000). The disparity between extreme rainfall events, rare floods - with emphasis on the semi-arid American West. *Hydrological Processes*, 14: 2817–2829.

Padrón, P.A., Vargas, G.E. y Ortega, M.J. (1998). Preliminary data from erosion experimental plots of Andisols of Tenerife (Canary Islands). En: A. Rodríguez, C.C. Jiménez y M.L. Tejedor (Eds.), *The soil as a strategic resource: degradation processes and conservation measures* (pp. 219-227). Logroño: Geoforma Ediciones.

Palau, A. (2002). La sedimentación en embalses. Medidas preventivas y correctoras. En Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos (CICCP) (Ed.), *Actas del I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, Madrid* (pp. 847-856). Madrid: CICCP.

PAND (2008). *Programa de Acción Nacional contra la Desertificación*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente.

Paringit, E.C. y Nadaoka, K. (2003). Sediment yield modelling for small agricultural catchments: land-cover parameterization based on remote sensing data analysis. *Hydrological Processes*, 17(9): 1845-1866.

Poesen, J., Vandaele, K y Van Wesemael, B. (1996). Contribution of gully erosion to sediment production in cultivated lands and rangelands. *IAHS Publications*, 236: 251-266.

Poesen, J. y Hooke, J.M. (1997). Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Progress in Physical Geography*, 21(2): 157-199.

Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G. y Valentin, C. (2003). Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena*, 50: 91-133.

Puigdefábregas, J., Solé, A., Lázaro, R. y Nicolau, J.M. (1992). Factores que controlan la escorrentía en una zona semiárida sobre micaesquistos. En F. López Bermúdez, C. Conesa García y M.A. Romero Díaz (Eds.), *II Reunión Nacional de Geomorfología* (pp. 117-127). Murcia: Sociedad Española de Geomorfología.

Querejeta, J.I., Roldán, A., Albaladejo, J. y Castillo, V. (2000). Soil physical properties and moisture content affected by site preparation in the afforestation of a semiarid rangeland. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 2087-2096.

Renard K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool D.K. y Yoder, D.C. (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, *Agricultural Handbook 703*. Washington, D.C.: US Department of Agriculture.

Renard, K.G. y Simanton, J.R. (1990). *Application of RUSLE to Rangelands. Watershed Planning and Analysis in Action, Symposium Proceedings of IR Conference Watershed Mgt./IR io/ASCE*, (pp. 164–173). Durango, CO: American Association of Civil Engineering.

Rodríguez Estrella, T. (2006). Hidrogeología de la Región de Murcia. En C. Conesa García (Ed.), *El Medio Físico de la Región de Murcia. Capítulo 5* (pp. 143–182). Murcia: Servicio de Publicaciones, Universidad de Murcia.

Rodríguez Martínez-Conde, R., Puga Rodríguez, J. M., Vila García, R. y Cibeira Friol, A. (1996). La erosión en campos cultivados en Galicia (NW España). *Cuadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 21: 147–162.

Rodríguez Martínez-Conde, R., Puga, J.M., Vila, R. y Cibeira, A. (1998). Comportamientos de la escorrentía en un medio oceánico y de uso agrícola (Galicia, España). En *Actas de la V Reunión Nacional de Geomorfología*, Granada, 547–556.

Rodríguez, J.M., Vicén, F.J., Badía, D. y Ascaso, J. (1999-2000). Efecto del incendio forestal sobre la autosucesión vegetal y erosión en los montes de Castejón de Valdejasa (Zaragoza). *Geogica* 7: 55–68.

Roering, J.J., Kirchner, J.W. y Dietrich, W.E. (1999). Evidence for nonlinear, diffusive sediment transport on hillslopes and implications for landscape morphology, *Water Resources Research*, 35: 853-870.

Romero Díaz, A. (2003). Influencia de la litología en las consecuencias del abandono de tierras de cultivo en medios mediterráneos semiáridos. *Papeles de Geografía*, 38: 151–165.

Romero Díaz, A. y Belmonte Serrato, F. (2008): *Erosión en forestaciones aterrazadas en medios semiáridos: Región de Murcia*. Murcia: Editum, Universidad de Murcia.

Romero Díaz, A., Barberá, G.G. y López Bermúdez, F. (1995). Relaciones entre erosión del suelo, precipitación y cubierta vegetal en un medio semiárido del sureste de la península Ibérica. *Lurralde*, 18: 229–242.

Romero Díaz, A., Cabezas, F. y López Bermúdez, F. (1992). Erosion and fluvial sedimentation in the river Segura basin (Spain), *Catena*, 19: 379–392.

Romero Díaz, A., López Bermúdez, F., Thornes, J.B. Francis, C.F. y Fisher, G.C. (1988). Variability of overland flow erosion rates in a semiarid Mediterranean environment under matorral cover, Murcia, Spain. *Catena Supplement*, 13: 1–11.

Romero Díaz, A., Marín Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F. y Faulkner, H. (2007). The causes of piping in an asset of abandoned agricultural terraces in Southeast Spain. *Catena*, 69: 282–293.

Romero Díaz, A., Robledano, F., Belmonte, F., Zapata, V. y Ruiz-Sinoga, J.D. (2012). Influencia del abandono de cultivos en los procesos de degradación de suelos en la Región de Murcia. En E. González (Coord.), *Avances de la Geomorfología en España 2010-2012* (pp. 587-590). Santander: Universidad de Cantabria.

Romero Díaz, A., Ruiz Sinoga, J.D. y Belmonte Serrato, F. (2011). Tasas de erosión hídrica en la región de Murcia. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 56: 129–153.

Roose, E., Chebbani, R. y Bourougaa, L. (2000). Ravinement en Algérie, facteurs de contrôle, quantification et réhabilitation. *Science et changements planétaires/ Sécheresse*, 11: 317–326.

Rovira, A., Batalla, R.J. y Sala, M. (2005). Response of a river sediment budget after historical gravel mining (the Lower Tordera, NE Spain). *River Research and Applications*, Wiley, 21: 829–847.

Rubio, J.L., Forteza, J., Andreu, V. y Cerni, R. (1994). A monitoring system for experimental soil erosion plots. En R.J. Rickson (Ed.), *Conserving Soil Resources: European Perspectives* (pp- 127–135). Wallingford (England): CAB International.

Ruiz Flaño, P. (1993). *Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo. El ejemplo del valle de Aísa. Monografías Científicas 4*. Logroño: Geoforma Ediciones, 191 pp.

Ruiz García, J.M. (1993). La situación de los recursos hídricos en España. En R.L. Brown (Ed.), *La situación del mundo 1993 Informe del Worldwatch Institute (CIP)* (pp. 385–445). Madrid: Apóstrofe.

Saa, A., Almorox, J., De Antonio, R., Cruz Días, M. y Rueda de La Puerta, J.P. (1995). Erosión y aterramiento de embalses. *Agricultura: Revista Agropecuaria*, 751: 151–154.

Saavedra, C. (2005): Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition in the Andean region using geo-information techniques. A case study in Cochabamba, Bolivia. Tesis doctoral. Wageningen University, The Netherlands.

Sala, M. (1988). Slope runoff and sediment production in two mediterranean mountain environments. *Catena supplement*, 12: 13–29.

Samadi Boroujeni, H., Fathi-Moghadam, M. y Shafaei-Bejestan, M. (2009). Investigation on Bulk Density of Deposited Sediments in Dez Reservoir. *Trends in Applied Sciences Research*, 4: 148–157.

Sánchez, J.R., Mangas, V.J., Ortiz, C. y Bellot, J. (1994). Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. En: M. Sala y J.L. Rubio (Eds.), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires* (pp. 53–65). Logroño: Geoforma Ediciones.

Sanz Montero, M.E., Avendaño, C., Cobo, R. y Gómez, J.L. (1998). Determinación de la erosión en la cuenca del Segura a partir de los sedimentos acumulados en sus embalses. *Geogaceta*, 23: 135–138.

Schnabel, S. (1997). *Soil erosion and runoff production in a small watershed under silvo-pastoral landuse (Dehesas) in Extremadura, Spain*. Logroño: Geoforma Ediciones.

Silva, O. (1995). Ecuaciones para evaluar, estimar y predecir la erosión hídrica. *Venezuelos*, 2(2): 7–13.

Solé-Benet, A. (2006). Spain. En J. Boardman y J. Poesen (Eds.), *Soil Erosion in Europe* (pp. 311–346). Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Soto, B. Basanta, R. Benito, E., Pérez, R. y Díaz Fierros, F. (1994). Runoff and erosion from burnt soils in Northwest Spain. En M. Sala, y J.L. Rubio (Eds.), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires* (pp. 91–98). Logroño. Geoforma Ediciones.

Sougnuez, N., Van Wesemael, B. y Vanacker, V. (2011). Low erosion rates measured for steep, sparsely vegetated catchments in southeast Spain, *Catena*, 84: 1–11.

Tena, A., Batalla, R.J., Vericat, D. y Lopez-Tarazón, J.A. (2011). Suspended sediment dynamics in a large regulated river over a 10-year period (the lower Ebro, NE Iberian Peninsula). *Geomorphology*, 125: 73–84.

Thornes, J.B. (Ed) (1990). *Vegetation and Erosion*. Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd, 518 pp.

Thornes, J.B. y Brandt, J. (1994). Erosion-vegetation competition in a stochastic environment undergoing climatic change. En A.C. Millington y K. Pye (Eds.), *Environmental change in drylands: biogeographical and geomorphological perspectives* (pp. 305–320). Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Troeh, F.R., Hobbs, J.A. y Donahue, R.L. (1999). *Soil and Water Conservation: Productivity and Environmental Protection*, 3rd Edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 610 pp.

Tropeano, D. (1991). High flow events and sediment transport in small streams in the 'tertiary basin' area in piedmont (Northwest Italy). *Earth Surfaces Processes and Landforms*, 16 (4): 323–339.

Tsara, M., Kosmas, C., M.J. Kirkby, M.J., Kosma, D. y Yassoglou, N. (2005). An evaluation of the PESERA soil erosion model and its application to a case study in Zakynthos, Greece. *Soil Use Management*, 21(4): 377–385.

Tucker, G.E., Lancaster, S.T., Gasparini, N.M. y Bras, R.L. (2001). The Channel-Hillslope Integrated Landscape Development Model (CHILD). En R.S. Harmon y W.W. Doe III (Eds.), *Landscape Erosion and Evolution Modeling*, Capítulo 12, (pp. 349-388). New York, NY: Springer US.

Úbeda, X., Reina, L. y Sala, M. (1998). Cuantificación de la erosión en un camino forestal de un bosque típico mediterráneo de *Quercus suber*. *Norba*, 10: 85–196.

USDA (1995). Water Erosion Prediction Project. WEPP. Agricultural Research predictions. *Hydrological Processes*, 17: 887-900.

USDA-ARS (2014a). Water Erosion Prediction Project (WEPP). United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service. Recuperado de: <http://www.ars.usda.gov/News/docs.htm?docid=10621>

USDA-ARS (2014b). CLIGEN v.5.3 stochastic weather generator. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service. Recuperado de: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=18094>

USDA-SCS (1992). Ephemeral Gully Erosion Model. Version 2.0, User Manual. Washington, D.C.: US Department of Agriculture– Soil Conservation Service.

USGS.(2015). *Using the Landsat 8 product*. Recuperado de: <https://landsat.usgs.gov/Landsat8-Using-Product.php>.

Vacca, A., Loddo, S., Ollesch, G., Puddu, R., Serra, G., Tomasi, D. y Aru, A. (2000). Measurement of runoff, soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy), *Catena*, 40: 69–92.

Valentin, C., Poesen, J. y Li, Y. (2005). Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena*, 63: 132 – 153.

Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A. y Montanarella, L. (2000). *Soil erosion risk assessment in Europe*. EUR 19044 EN. Brussels: European Soil Bureau, Joint Research Center of the European Commission, 38 pp.

Van der Leeuw, S. (1998). The Archaeomedes Project – Understanding the Natural and Anthropogenic Causes of Land Degradation and Desertification in the Mediterranean Basin. European Commission, Directorate General for Science, Research and Development, EUR 18181 EN, Brussels.

Van Oost, K., Govers, G. y Desmet, P.J.J. (2000). Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15(6): 579–591.

Van Rompaey, A., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G. y Poesen, J. (2001). Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26 (11): 1221–1236.

Van Wesemael, B., Mulligan, M. y Poesen, J. (2000). Spatial patterns of soil water balance on intensively cultivated hillslopes in a semi-arid environment: the impact of rock fragments and soil thickness. *Hydrological Processes* 14(10): 1811–1828.

Van Wesemael, B., Rambaud, X., Poesen, J., Mulligan, M., Cammeraat, E. y Stevens, A. (2006). Spatial patterns of land degradation and their impacts on the water balance of rainfed treecrops: A case study in South East Spain. *Geoderma*, 133(1–2): 43–56.

Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. y Selvaradjou, S-K. (2004). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/2, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Vanmaercke, M., Maetens, W., Poesen, J., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., Verstraeten, G. y De Vente, J. (2012). A comparison of measured catchment sediment yields with measured and predicted hillslope erosion rates in Europe, *Journal of Soils and Sediments*, 12: 586–602.

Verstraeten, G. y Poesen, J. (2002): Using sediment deposits in small ponds to quantify sediment yield from small catchments: possibilities and limitations, *Earth Surface Processes and Landforms*, 27: 1425–1439.

Verstraeten, G., Poesen, J., de Vente, J. y Koninckx, X. (2003). Sediment yield variability in Spain: a quantitative and semiquantitative analysis using reservoir sedimentation rates, *Geomorphology*, 50(4): 327–348.

Walling, D.E. (1977). Limitations of the rating curve technique for estimating suspended sediment loads, with particular reference to British rivers. En IAHS (International Association of Hydrological Sciences) y UNESCO (Eds.), *Erosion and solid matter transport in inland waters, Proceedings of the Paris symposium, July 1977*. Vol 122. (pp. 34–48). Wallingford (Oxfordshire, England): IAHS Press.

White, P., Labadz, J. y Butcher, D. (1996). Sediment yield estimates from reservoir studies: an appraisal of variability in the southern Pennines of the UK. En D. Walling y B. Webb (Eds.), *Erosion and sediment yield: global and regional perspectives (proceedings of the Exeter symposium, July 1996)*, IAHS Publication 236, (pp. 163–174). Wallingford (Oxfordshire, Reino Unido): IAHS Press.

Williams, J.R. y Brendt, H.D. (1977). Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 20: 1100–1104.

Williams, J.R., Jones, C.A. y Dyke, P.T. (1984). A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of American Society of Agricultural Engineering*, 27(1): 129–144.

Williams, J.R., Nicks, A.D. y Arnold, J. (1985). Simulator for Water Resources in Rural Basins. *Journal of Hydraulic Engineering*, 111(6): 970.

Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. (1965). *Predicting Rainfall Erosion Losses From Cropland: A Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation*. USDA Agricultural Handbook. Washington, DC.: US Department of Agriculture, 282 pp.

Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. (1978). *Predicting Soil Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. US Department of Agriculture, Agricultural Handbook 537. Washington, D.C.: US Department of Agriculture, 58 pp.

Woodward, D.E. (1999). Method to predict cropland ephemeral gully erosion. *Catena*, 37: 393–399.

Woodward, J.C. (1995). Patterns of erosion and suspended sediment yield in Mediterranean river basins. En I.D.L. Foster, A.M. Gurnell y B.W. Webb (Eds.), *Sediment and Water Quality in River Catchments* (pp. 365–389). Chichester (West Sussex, England): John Wiley & Sons Ltd.

Wu, J.Q., Xu, A.C. y Elliot, W.J. (2000): *Adapting WEPP for forest watershed erosion modeling*. Paper No. 002069. St. Joseph, MI: American Society of Agricultural Engineers, 9 pp.

Zhou, W. y Wu, B. (2008). Assessment of soil erosion and sediment delivery ratio using remote sensing and GIS: a case study of upstream Chaobaihe River catchment, north China. *International Journal of Sediment Research*, 23: 167–173.

