

UNIVERSITY OF CÓRDOBA
TECHNICAL SCHOOL OF AGRICULTURAL AND FORESTRY
ENGINEERING

DEPARTMENT OF AGRONOMY

Hydraulic Engineering Area

PhD Dissertation

**INFLUENCIA DE LOS APORTES FLUVIALES EN
LA CALIDAD DEL AGUA DEL ESTUARIO DEL
GUADALQUIVIR**



PhD Student: Eva Contreras Arribas

Supervisor: María José Polo Gómez

Supervisor: Cristina Aguilar Porro

Córdoba, December 2012

TITULO: *Influencia de los aportes fluviales en la calidad del agua del estuario del Guadalquivir*

AUTOR: *EVA CONTRERAS ARRIBAS*

© Edita: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba.
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A
14071 Córdoba

www.uco.es/publicaciones
publicaciones@uco.es



TÍTULO DE LA TESIS: Influencia de los aportes fluviales en la calidad del agua del estuario del Guadalquivir

DOCTORANDO/A: Eva Contreras Arribas

INFORME RAZONADO DEL/DE LOS DIRECTOR/ES DE LA TESIS

(se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

María José Polo Gómez y María Cristina Aguilar Porro, profesoras del Departamento de Agronomía de la Universidad de Córdoba, como directoras de la tesis doctoral de la alumna del Programa de Doctorado “Dinámica de Flujos Biogeoquímicos y su Aplicación” Eva Contreras Arribas

INFORMAN,

Que la doctoranda ha cubierto los objetivos propuestos en la tesis y ha abordado el estudio de los factores que ejercen influencia sobre la evolución de la calidad del agua en el estuario del río Guadalquivir, su estructura espaciotemporal y los descriptores actuales de los principales problemas recurrentes en la actualidad; en su desarrollo, ha combinado distintas metodologías para abordar las diferentes escalas de trabajo que confluyen, tanto en el análisis de datos como en la propuesta de modelos que permitan trabajar en entornos escasamente monitorizados. Los resultados permiten concluir con suficiente significación cuáles son los factores principales, cómo se caracteriza su régimen, dónde se concentran las zonas fuentes principales de contaminación difusa y cómo aproximar estos aportes mediante un modelo paramétrico.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral

Córdoba, 30 de noviembre de 2012

Firma del/de los director/es

Fdo.: María José Polo Gómez

Fdo.: María Cristina Aguilar Porro

A mis padres

Agradecimientos

Al Instituto Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y la Universidad de Córdoba, por su financiación mediante el acuerdo de colaboración para el estudio de una *Propuesta Metodológica para Diagnosticar y Pronosticar las Consecuencias de las Actuaciones Humanas en el Estuario del Guadalquivir* y al por el proyecto CGL 2008-03308 *Modulo multiescala de la transferencia de contaminantes desde el suelo al flujo de escorrentía superficial y su transporte* del Ministerio de Ciencia e Innovación.

A mis directoras de tesis, María José Polo, por guiarme en todo momento, por sus ideas, por enseñarme a ser crítica, por confiar en mi y por hacer que me guste tanto este campo de la investigación, y a Cristina Aguilar, por ayudarme y animarme en todas las etapas de este trabajo, especialmente en la última.

A Miguel Ángel Losada, por todas sus explicaciones sobre la dinámica del estuario y ayudarme a comprender su estado actual.

A Simona Bramato y a Manuel Díez-Minguito, del Grupo de Puertos y Costas, por sus explicaciones también, y por estar a mi lado en este proyecto .

A Javier Ruiz y a Gabriel Navarro del ICMAN, por explicarme todos los aspectos de las redes de monitorización instaladas en el estuario.

A mis compañeros del grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología, por su ayuda en todo momento, gracias.

Índice general

Índice general.....	i
Lista de símbolos	vii
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas.....	xv
Resumen	xx
Abstract	xxiv
Capítulo 1: Introducción y objetivos.....	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Importancia de los aportes fluviales y escalas de influencia.....	4
1.3 El estuario y subcuencas vertientes	5
1.4 Actividades y procesos generadores de aportes fluviales	6
1.5 Redes de monitorización disponibles en la cuenca.....	9
1.5.1 Información meteorológica.....	9
1.5.2 Información foronómica.....	10
1.5.3 Información de calidad de aguas	11
1.6 Principales aportes y comportamiento general del estuario.....	12
1.6.1 Descargas fluviales	14
1.6.2 Nutrientes y sustancias tóxicas	18
1.6.3 Sólidos en suspensión y salinidad.....	22
1.7 Modificaciones en el estuario que inciden en la dinámica de transporte	25
1.8 Conclusiones.....	26
1.9 Objetivos.....	28
Capítulo 2: Measurement frequency and sampling spatial domains required to characterize turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary.....	31
Abstract	31
2.1 Introduction.....	31
2.2 Data and methods	35
2.2.1 Description of the study area.....	35
2.2.2 Water quality networks existing in the estuary	36

2.2.2.1 Monthly network.....	36
2.2.2.2 Weekly network.....	37
2.2.2.3 Automatic network	37
2.2.3 Selection of control points.....	37
2.2.4 Other data sources used: fluvial, maritime and land networks	37
2.2.5 Analysis of the information available	38
2.2.5.1 Temporal evolution of the water quality at the control points.....	38
2.2.5.2 Comparison of measurements, at their individual scales, of different networks at the same control point	38
2.3 Results.....	39
2.3.1 Influence of the spatial-time scale on SSC data throughout the estuary	39
2.3.2 Influence of the spatial-time scale on conductivity data throughout the estuary	40
2.3.3 Tidal variability in turbidity and salinity events	41
2.4 Discussion	42
2.5 Conclusions	44
Capítulo 3: Efectos de los cambios de usos de suelo en la regulación y calidad de agua en la Cuenca del Guadalquivir y régimen de descargas al estuario	47
Resumen	47
3.1 Introducción	48
3.2 Área de estudio	50
3.3 Materiales y métodos	51
3.3.1 Análisis de usos de suelo	51
3.3.2 Regulación en la cuenca	52
3.3.3 Calidad del agua en el río Guadalquivir	54
3.3.4 Descargas a lo largo del cauce principal y precipitación.....	56
3.4 Resultados y discusión.....	57
3.4.1 Cambios de usos de suelo y necesidades de almacenamiento de agua.....	57
3.4.2 Efectos de los usos de suelo en la calidad del agua del río Guadalquivir	59
3.4.3 Efectos de la regulación del agua del río Guadalquivir.....	62
3.4.4 Evolución de la regulación en la cuenca y efecto en los aportes de agua dulce al estuario.....	63
3.4.5 Cambios en la continuidad del caudal del río	64

3.4.6	Efectos en la dinámica del estuario.....	65
3.4.7	Régimen actual de descargas y variaciones inducidas por forzamientos antrópicos y climáticos.....	66
3.5	Conclusiones.....	67
Capítulo 4: Evolución histórica de la turbidez en el estuario del Guadalquivir y escenarios desencadenantes		
	Resumen	69
4.1	Introducción	69
4.2	Área de estudio y datos	72
4.2.1	Hidrografía	72
4.2.2	Zona de máxima turbidez	73
4.2.3	Datos fluviales, mareales y climáticos disponibles	74
4.2.3.1	Variables de estado.....	74
4.2.3.2	Variables medias registradas.....	75
4.2.3.3	Variables medias simuladas	75
4.3	Metodología	76
4.3.1	Análisis de la evolución histórica de la turbidez y salinidad en el estuario	76
4.3.2	Determinación de la frecuencia relativa de sucesos extremos y relación descarga-turbidez	76
4.3.3	Análisis del tamaño de los ss a lo largo del estuario	77
4.3.4	Definición de escenarios desencadenantes de la turbidez y su evolución en el tiempo	77
4.4	Resultados	78
4.4.1	Turbidez, salinidad y aportes fluviales desde los 80	78
4.4.2	Definición de turbidez baja, media y extrema	79
4.4.3	Umbral de descarga en la presa capaz de generar turbidez extrema en cada tramo.....	80
4.4.4	Eficiencia de atrape de los sólidos en suspensión tras las descargas	82
4.4.5	Escenarios desencadenantes y amplificadores de la turbidez.....	84
4.4.6	Borrasca en el tramo medio y alto de la cuenca del Guadalquivir.....	86
4.4.7	Temporal en la costa del estuario.....	90
4.5	Discusión	91
4.5.1	Influencia de la descarga en la turbidez	91

4.5.2 Turbidez baja, media y extrema.....	92
4.5.3 Descarga capaz de originar turbidez extrema y desfase descarga-turbidez en el ETM.....	92
4.5.4 Cambios en la eficiencia de atrape de los ss tras las descargas	93
4.5.5 Función “ecológica” del río.....	93
4.6 Conclusiones.....	93
Capítulo 5: Methodology for the assesment of the variability in the non-point source pollution potential in Mediterranean watersheds	95
Abstract	95
5.1 Introduction.....	95
5.2 Materials and methods	98
5.2.1 Study area	98
5.2.2 Potential non-point pollution index	100
5.2.3 Modified non-point pollution index	102
5.2.4 Analysis of results	104
5.3 Results.....	105
5.3.1 PNPI values	105
5.3.2 Spatial modelling of the index: modified PNPI	108
5.3.3. Interannual modelling of the index: Annual PNPI.....	109
5.4 Discussion	110
5.5 Conclusions	113
Capítulo 6: Modelo paramétrico distribuido de aportes agrícolas	115
Resumen	115
6.1 Introducción	115
6.2 Datos y metodología	117
6.2.1 El modelo paramétrico	117
6.2.1.1 Cálculo de la concentración de herbicida en el agua de escorrentía en una celda	118
6.2.1.2 Cálculo de la carga de herbicida que aporta cada celda desde la cuenca	121
6.2.1.3 Cálculo de los aportes de herbicida a la salida de la cuenca.....	121
6.2.1.4 Validación del modelo con datos medidos en el punto de control en la cuenca	122

6.2.2 Área de estudio y fuentes de datos	122
6.3 Resultados y discusión	124
6.4. Discusión	125
6.5. Conclusiones.....	128
Capítulo 7: Conclusiones y futuras líneas de trabajo	129
Conclusiones generales	129
Futuras líneas de trabajo	130
Chapter 7: Conclusions and future research lines.....	131
General conclusions.....	131
ANEJO A: Estimación de vertidos de origen agrícola y urbano	133
A.1 Vertidos agrícolas.....	133
A.2 Vertidos urbanos.....	139
ANEJO B: Denominación de puntos de control.....	149
ANEJO C: Análisis de frecuencia de aportes fluviales	151
ANEJO D: Calidad del agua en las subcuencas vertientes	155
ANEJO E: Análisis de frecuencia de SSC y EC	165
ANEJO F: Operación de apertura de compuertas en la presa de Alcalá del Río	171
ANEJO G: SSC en la cuenca media y alta del Guadalquivir	175
Bibliografía	177

Lista de símbolos

Símbolos

<i>Símbolo</i>	<i>Definición</i>
α	<i>Parámetro relacionado con la velocidad degradación de una sustancia en el suelo</i>
β	<i>Parámetro relacionado con la variación de sustancia en el flujo de escorrentía</i>
<i>Cesc</i>	<i>Concentración de herbicida en el agua de escorrentía</i>
<i>Co</i>	<i>Concentración inicial de herbicida en el suelo</i>
<i>Cr</i>	<i>Coeficiente de escorrentía</i>
<i>Cs</i>	<i>Coeficiente de corrección de pendiente</i>
<i>Csolución</i>	<i>Concentración de herbicida en la capa de mezcla</i>
<i>Csuelo</i>	<i>Concentración de herbicida en el suelo</i>
<i>DmO</i>	<i>Dirección media de procedencia del oleaje</i>
<i>Dv</i>	<i>Dirección del viento</i>
<i>EC</i>	<i>Conductividad eléctrica</i>
<i>HmO</i>	<i>Altura de ola significativa</i>
<i>kf</i>	<i>Constante relacionada con la capacidad de sorción-desorción de una sustancia</i>
<i>Mar</i>	<i>Altura de la marea horaria</i>
<i>nf</i>	<i>Constante relacionada con la capacidad de sorción-desorción de una sustancia</i>
<i>NC</i>	<i>Concentración de nitratos</i>
<i>Pd</i>	<i>Precipitación media diaria</i>
<i>Pm</i>	<i>Precipitación media mensual</i>
<i>Qa</i>	<i>Caudal medio anual</i>
<i>Qd</i>	<i>Caudal medio diario</i>
<i>Qm</i>	<i>Caudal medio mensual</i>
R^2	<i>Grado de bondad del ajuste</i>
<i>RP</i>	<i>Coeficiente de correlación de Pearson</i>
<i>Sal</i>	<i>Salinidad</i>
<i>SS</i>	<i>Sólidos en suspensión</i>
<i>SSC</i>	<i>Concentración de sólidos en suspensión</i>
<i>Turb</i>	<i>Turbidez</i>
<i>Vv</i>	<i>Velocidad media del viento</i>

Acrónimos

<i>Símbolo</i>	<i>Definición</i>
<i>AEMET</i>	<i>Agencia estatal de meteorología</i>
<i>APNPI</i>	<i>Annual Potential Non Point Pollution Index</i>
<i>ANPA</i>	<i>Agencia de protección del medioambiente Italiana</i>

<i>CAP</i>	<i>Consejería de agricultura y pesca de la Junta de Andalucía</i>
<i>CHG</i>	<i>Confederación Hidrográfica del Guadalquivir</i>
<i>CMA</i>	<i>Consejería de medio ambiente</i>
<i>DI</i>	<i>Distance Indicator</i>
<i>DMA</i>	<i>Directiva Marco de Aguas</i>
<i>ESE</i>	<i>Este-Sureste</i>
<i>ETM</i>	<i>Zona de máxima turbidez</i>
<i>GIS</i>	<i>Sistemas de Información Geográfica</i>
<i>ICA</i>	<i>Red integral de calidad de aguas</i>
<i>IWRM</i>	<i>Integrated Water Resource Management</i>
<i>LAPI</i>	<i>Local Annual Precipitation Indicator</i>
<i>LCI</i>	<i>Land Cover Indicator</i>
<i>LIC</i>	<i>Lugares de Importancia Comunitaria</i>
<i>MAPA</i>	<i>Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación</i>
<i>MN</i>	<i>Marea viva</i>
<i>MM</i>	<i>Marea muerta</i>
<i>MPNPI</i>	<i>Modified Potential Non Point Pollution Index</i>
<i>NPP</i>	<i>Non Point Pollution Potential</i>
<i>ONO</i>	<i>Oeste-Noroeste</i>
<i>PNPI</i>	<i>Potential Non Point Pollution Index</i>
<i>RAIF</i>	<i>Red de Información Agroclimática</i>
<i>RAPI</i>	<i>Regional Annual Precipitation Indicator</i>

Lista de figuras

Figura 1.1	Localización del estuario en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir y ubicación general de las principales actividades y lugares de importancia socioeconómica.	2
Figura 1.2	Mapa de precipitación anual media en la cuenca para el período 1981-2010 y Modelo Digital de Elevaciones.....	5
Figura 1.3	Clasificación de las subcuencas vertientes al estuario definidas en la zonificación hidrológica y situación de embalses en la cuenca.	6
Figura 1.4	Distribución de los usos de suelo en la cuenca (a) y usos de suelo agrícola (b)....	8
Figura 1.5	Situación de estaciones meteorológicas en la cuenca, disponibles y seleccionadas en este estudio.....	10
Figura 1.6	Situación de estaciones de aforo en la cuenca, disponibles y seleccionadas en este estudio.	11
Figura 1.7	Situación de estaciones de calidad de aguas en la cuenca, disponibles y seleccionadas en este estudio.	12
Figura 1.8	Puntos de control de aportes al estuario y áreas vertientes, puntos de control de calidad de agua en el eje principal del estuario y red de distribución de canales para riego..	14
Figura 1.9	Q_m en la presa de Alcalá del Río y P_m en la cuenca vertiente, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.....	16
Figura 1.10	Q_m en cada punto de control, junto con el valor medio, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.....	17
Figura 1.11	Q_a en la presa de Alcalá del Río y P_a en la cuenca vertiente, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.....	17
Figura 1.12	Q_a en cada punto de control, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.	18
Figura 1.13	Q_a en la presa y porcentaje de medidas en el año que superan el valor umbral de la concentración de nitrato (a), amonio (b) fósforo total (c), zinc (d), simazina (e) y terbutilazina (f) establecido por la normativa, para el período de estudio 1981/82-2008/09.	22
Figura 1.14	Q_a en la presa y porcentaje de medidas en el año que supera el valor umbral de SSC considerado como “turbidez alta”(a) y el de EC establecido por la normativa (b).....	24
Figura 1.15	Q_m en la presa de Alcalá del Río (a), EC y SSC, mostrando los valores $< 1000 \text{ mg L}^{-1}$ en las estaciones A (b) y B (c), y 200 mg L^{-1} en la estación C (d).	25
Figura 2.1	Location of the Guadalquivir basin and estuary, reservoirs, Alcalá del Río dam and weather stations upstream, and location of water quality, fluvial and maritime stations in the estuary.	34
Figura 2.2	Lineal regression relation between SSC and <i>Turb</i> in 1 station, from available data of the JA network.	39
Figura 2.3	SSC in ICA, JA and SAICA stations throughout the estuary, period October 2004-July 2010 (a), and showing values below 400 mg L^{-1} upstream of the dam and below 1000 mg L^{-1} in the estuary (b).	40

Figura 2. 4 EC in ICA, JA and SAICA stations throughout the estuary, period October 2004-July 2010.	41
Figura 2. 5 Pd in the basin upstream of the estuary, Qd in the Alcalá del Río dam, SSC and EC in the upper, middle and lower estuary, Mar and Dv in the river mouth, period January-April 2009.	42
Figura 3. 1 Localización del área de estudio (a), límite del estuario, red de drenaje, usos de suelo y embalses en la cuenca del Guadalquivir.	51
Figura 3. 2 Ejemplos de cambio de uso de suelo en Punta la Mata (a), Doñana (b) y Sevilla (c) desde 1956 a 2003.	52
Figura 3. 3 Puntos de control con información de calidad de agua y aforo en el cauce principal y estaciones climáticas.	56
Figura 3. 4 Relación entre capacidad de almacenamiento en la cuenca vertiente al estuario y superficie en regadío (a) y entre Qa en la presa en los 20 años anteriores y la superficie en regadío (b), para el período 1931-2009.	59
Figura 3. 5 Superficie de regadío en la cuenca y Qd en la presa de Alcalá del Río, desde 1931 a 2010.	59
Figura 3. 6 Situación de puntos de control y distribución de los usos agrícolas y del regadío en la cuenca.	61
Figura 3. 7 Ubicación y capacidad de almacenamiento de embalses en la cuenca vertiente al estuario en 1937, 1969, 1990 and 2009, con un nivel de regulación del 6, 50, 75 and 100%, respectivamente.	63
Figura 3. 8 Qd en la estación 7 durante los años 1931-2009.	64
Figura 3. 9 Matrices de correlación entre Qd en los puntos de control y Pd en su cuenca vertiente en 1950-1969, 1969-1990 y 1990-2010.	65
Tabla 3. 10 Correlación entre la descarga media en el punto de control y precipitación media en la cuenca vertiente, a escala diaria, mensual y anual, en 1950-1969, 1969-1990 y 1990-2010.	65
Figura 3. 10 Porcentaje de avenidas por eventos ocurridos en el mismo día (a) y ocurridos 1-30 días antes (b-d).	67
Figura 4. 1 Ubicación de la zona de estudio, límite del estuario, presas de Alcalá del Río, Cantillana y Peñaflor.	73
Figura 4. 2 Puntos de control de las variables de estado y localización de estaciones marítimas, fluviales y terrestres.	76
Figura 4. 3 Qm en la presa, SSC y EC en estaciones ICA situadas a lo largo del eje principal del estuario durante 1981-2008 (a) y detalle mostrando los valores inferiores a $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y 1000 mg L^{-1} (b).	79
Figura 4. 4 Curvas de frecuencia acumulada de los valores de SSC en las estaciones ICA situadas a lo largo del cauce principal y de Qd en la presa (arriba) y eliminando valores extremos que suponen el 10% de los registros (abajo). Período 1981-2008.	80
Figura 4. 5 Dispersión entre SSC en A y B y Qd en la presa.	81

Figura 4. 6 Dispersión entre SSC en la estación C y valor máximo de la Qd en la presa 2 meses antes.....	81
Figura 4. 7 Recta de calibración entre medidas de $Turb$ y SSC efectuadas a lo largo del eje principal del estuario en las estaciones JA durante agosto 2008-octubre 2010	83
Figura 4. 8 Recta de calibración entre medidas de $Turb$ y de SSC efectuadas a lo largo del eje principal del estuario en las estaciones JA durante agosto 2008-octubre 2010, para valores de $SSC < 1000 \text{ mg L}^{-1}$ (a) y para valores de $SSC > 1000 \text{ mg L}^{-1}$ (b).....	84
Figura 4. 9 Qd en la presa, SSC y EC en estaciones 1-10, durante agosto 2008-octubre 2010	85
Figura 4. 10 $Qd < 100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, $SSC < 2000 \text{ mg L}^{-1}$ en las estaciones 1-3, 4-7 y 8-10, y EC en las estaciones 1-6 y 7-10, durante agosto 2008-octubre 2010.....	86
Figura 4. 11 Qd en la presa, SSC y EC en estaciones 1-10, HmO , Vv , Dv y DmO y Mar en la desembocadura, durante febrero-marzo 2009.....	87
Figura 4. 12 Qd en la presa, SSC y EC en las estaciones 1-10 y detalle de los valores de $SSC < 1000 \text{ mg L}^{-1}$, durante diciembre 2009-septiembre 2010.	88
Figura 4. 13 Imágenes MERIS tomadas en diciembre 2009 y enero 2010, antes y después de la descarga desde la presa.....	89
Figura 4. 14 Pd en la cuenca vertiente al estuario y en el tramo bajo del estuario, $Turb$ en estación A SAICA, Qd en la presa, SSC y EC en estaciones 1-10, HmO , Vv y Dv , DmO y Mar en la desembocadura, durante febrero- marzo 2009.....	90
Figura 4. 15 Qd en la presa de Cantillana y SSC en el embalse de Peñaflores (arriba) y Qd y SSC en la presa de Alcalá del Río (estación A).	92
Figura 5. 1 Study site in Europe (a) and location of the estuary, drainage network and reservoirs in the Guadalquivir River basin (b).....	99
Figura 5. 2 Spatial distribution of annual rainfall in the Guadalquivir River basin, in the period 1981-2007.....	99
Figura 5. 3 Land use distribution in the Guadalquivir River basin.....	100
Figura 5. 4 Permeability and slope maps in the Guadalquivir watershed.	102
Figura 5. 5 Weather stations (a) and water quality control points and its contributing areas (b) selected in the Guadalquivir watershed.	104
Figura 5. 6 LCI, DI, ROI and PNPI values in the Guadalquivir watershed.	106
Figura 5. 7 Average annually nitrate concentration in control points in reservoirs, in channel with reservoirs upstream and without reservoirs upstream, for the period 1981/82-2006/07.....	107
Figura 5. 8 RAPI values in the Guadalquivir watershed, for the period 1981/82-2006/07.....	108
Figura 5. 9 Nitrate concentration versus PNPI and MPNPI in subwatersheds with null, low or medium regulation (red) and subwatersheds with high regulation (blue) (a), and the same results, but excluding the control points H and K (b).	108
Figura 5. 10 Annual nitrate concentration versus APNPI index in the subwatersheds, showing R^2 coefficient including all the years and excluding the driest and the rainiest years.....	109

Figura 5. 11 Cumulative probability functions of LAPI values in the Guadalquivir watershed, for the study period (1981-2007).	110
Figura 5. 12 PNPI, 1994-95 APNPI, and 1996-96 APNPI values in selected areas in the Guadalquivir River basin (1994-95 and 1995-96 hydrological years are representative of dry and wet rainfall regimes in the basin, respectively).....	112
Figura 6. 1 Esquema de los 3 módulos que comprende el modelo.....	118
Figura 6. 2 Esquema de cálculo de la concentración de compuesto en el agua de escorrentía en una celda agrícola.	118
Figura 6. 3 Diagrama de flujo del modelo de transferencia de herbicida al agua de escorrentía	120
Figura 6. 4 Tiempo de viaje desde cada celda de la cuenca hasta el punto de control.	122
Figura 6. 5 Localización de la cuenca del río Guadaira, área de olivar y situación de la estación de calidad de aguas y de aforo para la validación del modelo propuesto.	123
Tabla 6. 1 Concentración de terbutilazina medida en la estación ICA	123
Figura 6. 6 Eventos de escorrentía (a), concentración de terbutilazina en el suelo (b) y en el agua de escorrentía al inicio de cada evento (c). Las 2 líneas verticales indican los momentos de aporte de herbicida.....	125
Figura 6. 7 Carga media diaria simulada de terbutilazina en el agua de escorrentía y medida en la cuenca, durante el período 01/11/2006-28/02/2007.	125
Figura 6. 9 Carga de terbutilazina aportada en el agua a lo largo del las horas del evento de escorrentía ocurrido el 2/12/2006.	127
Figura A. 1 Distribución de los cultivos en regadío en la cuenca	135
Figura A. 2 Distribución de los cultivos en secano en la cuenca.....	137
Figura A. 3 Superficies construidas y alteradas en 2003 en la cuenca.....	140
Figura A. 4 Situación de núcleos urbanos y EDAR en la cuenca, en 2008	143
Figura A. 5 Situación de núcleos urbanos y estaciones depuradores de aguas residuales en el estuario, en 2005 (izquierda) y en 2008 (derecha).....	143
Figura A. 6 Núcleos con buena depuración y núcleos con depuración deficiente (2008) en cada una de las cuencas vertientes al estuario.....	144
Figura C. 1 Qd en puntos de control de aportes al estuario, para el período 81/82-08/09.151	
Figura C. 2 Curvas de frecuencia acumulada del Qd , por debajo del percentil 95, en puntos de control con regulación (arriba) y en puntos de control en régimen natural (abajo), período 01/10/81-30/09/09.	152
Figura C. 3 Curvas de frecuencia acumulada relativa del Qd adimensionalizadas, por debajo del p95, en puntos de control con regulación (arriba) y en puntos de control en régimen natural (abajo), período 01/10/81-30/09/09.	152
Figura C. 4 Curvas de frecuencia acumulada relativa del Qd en Alcalá del Río sin adimensionalizar (izquierda), y adimensionalizando con el valor medio para el período (derecha), período 01/01/31-30/09/09.....	153

Figura C. 5 Curvas de frecuencia acumulada relativa del caudal máximo anual sin adimensionalizar (izquierda), y adimensionalizando con el valor medio para el período (derecha), en Alcalá del Río, período 01/01/31-30/81.	154
Figura C. 6 Curvas de frecuencia acumulada relativa del caudal máximo anual sin adimensionalizar (izquierda), y adimensionalizando con el valor medio para el período (derecha), en Alcalá del Río, período 01/01/81-30/09/09.	154
Figura D. 1 Concentración medida y aportes estimados de amonio en los puntos de control, para el período 1981-2009.....	156
Figura D. 2 Concentración medida y aportes estimados de nitratos en los puntos de control, para el período 1981-2009.....	157
Figura D. 3 Concentración medida y aportes estimados de nitritos en los puntos de control, para el período 1981-2009.	158
Figura D. 4 Concentración medida y aportes estimados de fosfatos en los puntos de control, para el período 1981-2009.....	159
Figura D. 5 Concentración medida y aportes estimados de fósforo total en los puntos de control, para el período 1997-2009.....	160
Figura D. 6 Concentración medida y aportes estimados de zinc en los puntos de control, para el período 1981-2009.	161
Figura D. 7 Evolución de la concentración y aportes de simazina en los puntos de control, para el período 2001-2009.	162
Figura D. 8 Evolución de la concentración y aportes de terbutilazina en los puntos de control, para el período 2001-2009.....	162
Figura D. 9 Concentración medida y aportes estimados de sólidos en suspensión en los puntos de control, para el período enero 1981- diciembre 2009.	163
Figura D. 10 Evolución de la concentración media de aportes estimados de sales en los puntos de control, para el período 1981-2008.	164
Figura E. 1 Curvas de frecuencia acumulada relativa de las medidas de concentración de sólidos en suspensión en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.	165
Figura E. 2 Curvas de frecuencia acumulada relativa de las medidas de concentración de sólidos en suspensión, por debajo del percentil 95 del caudal medio diario en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.	166
Figura E. 3 Curvas de frecuencia acumulada relativa de SSC, por debajo del p95, adimensionalizando con el valor medio, en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.....	167
Figura E. 4 Curvas de frecuencia acumulada relativa de las medidas de conductividad eléctrica en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), en puntos de	

control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.....	168
Figura E. 5 Curvas de frecuencia acumulada relativa de conductividad, adimensionalizando con el valor medio, en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), en puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.....	169
Figura F. 1 Vista de las 8 compuertas de la presa de Alcalá (a), de la lámina de agua en el embalse aguas arriba y aguas abajo de la presa (b) y detalle de una de ellas (c) (14/01/10).	171
Figura F. 2 Descarga, volumen almacenado y precipitación en Alcalá del Río, durante el período 2000-2009.....	172
Figura F. 3 Relación entre almacenamiento y descarga media diaria (arriba), y almacenamiento y precipitación acumulada desde la última descarga superior a $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (abajo), en la presa de Alcalá del Río.....	173
Figura G.1. De arriba abajo, SSC y Qd durante 2001-2004 en las estaciones 1-9 mencionadas en el capítulo 3.....	175
Figura G.2. De arriba abajo, SSC y Qd durante 2005-2009 en las estaciones 1-9 mencionadas en el capítulo 3.....	176

Lista de tablas

Tabla 1. 1 Percentiles del Qd en puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.....	16
Tabla 1. 2 Indicadores para la evaluación de los elementos de calidad de indicadores físico-químicos de las aguas de transición	20
Tabla 1. 3 Umbrales provisionales para los elementos de calidad físico-químicos: Condiciones generales para estuario atlántico mesomareal con descargas irregulares de ríos.	20
Tabla 1. 4 Contaminantes específicos evaluados	21
Tabla 3. 1 Año de construcción, capacidad, área vertiente, precipitación y caudal medio en los embalses de la cuenca vertiente aguas arriba del estuario.	53
Tabla 3. 2 Superficie ocupada (ha) por usos antrópicos y agrícolas en la cuenca aguas y en el estuario en 1956, 1999, 2003, 2007 y porcentaje de cambio desde 1956 a 2007.	58
Tabla 3. 3 Parámetros del ajuste y R^2 entre de la relaciones de ajuste potencial entre regadío-capacidad de almacenamiento y superficie en regadío- Qa en los 20 años anteriores.	59
Tabla 3. 4 Cuartiles de Qm , Pm y parámetros de calidad de agua mensuales en los puntos de control.	60
Tabla 3. 5 Tendencia según el test SMK durante el período 1981-2007 para cada parámetro de calidad de agua analizado, en cada punto de control y por agrupación de todos los puntos, e incremento de la superficie de olivar y cultivos en regadío desde 1956 a 2007.	62
Tabla 3. 6. Correlación entre los estadísticos de MK en cada punto de control, para la variable NC y período 1981-2008.....	62
Tabla 3. 7 Correlación entre los estadísticos de MK en cada punto de control, para la variable SSC y período 1981-2008.....	63
Tabla 3. 8 Correlación entre los estadísticos de MK en cada punto de control, para la variable EC y período 1981-2008.	63
Tabla 3. 9 Percentiles 99, 90, 50 y 25, valor medio y máximo de Qd y porcentaje de avenidas en los 4 períodos según nivel de regulación.	64
Tabla 3. 11 Percentiles 100, 90, 80 y 50 de SSC en puntos de control en el estuario y del Qd en la presa de Alcalá del Río en los días en que se efectuaron las medidas de SSC , durante el período 1981-2008.....	66
Tabla 4. 1 Fecha, duración, SSC , EC y máximo Qd 2 meses antes de las medidas en las que se constató elevada turbidez en la estación C.....	82
Tabla 5. 1 Mean value of the non-point pollution potential (\overline{NPP}) according to the type of land use and runoff coefficient (C_r) according to type of land use and permeability. (Munafò <i>et al.</i> , 2005)	101
Tabla 5. 2 Slope correction coefficients (C_s) for the calculation of the run-off indicator ROI (Cecchi <i>et al.</i> , 2007).....	102

Tabla 5. 3 Information about control points, regulation level, contributing area, mean PNPI, RAPI, LAPI and MPNPI values in contributing subwatersheds to the Guadalquivir river, and mean nitrate concentration (<i>C</i>) and concentration weighted by the contributing area (<i>C *</i>) at the control points, for the period 1981/82-2006/07.....	107
Tabla 5. 4 Mean, minimum and maximum value and standar deviation value of annual rainfall in each subwatershed, for the period 1981/82-2006/07.....	107
Tabla 5. 5 R ² coefficient values of the linear relationship annual nitrate concentration versus APNPI in each subwatershed, for the period 1981/82-2006/07 before and after excluding the driest and rainiest years.	110
Tabla 6. 2 Parámetros de referencia para el herbicida terbutilazina.....	124
Tabla A. 1 Dosis de fertilizante aplicado a cada tipo de cultivo, en secano y en regadío. ...	134
Tabla A. 2 Extracción anual de N, P ₂ O ₅ , K ₂ O, según el tipo de cultivo (Fuentes, 1994). ...	134
Tabla A. 3 Superficie en regadío (ha) asociada a cada cultivo en las cuencas vertientes a la margen derecha del estuario y zona de la vega del estuario.....	135
Tabla A. 4 Superficie en regadío (ha) asociada a cada cultivo en cada una de las cuencas vertientes a la margen izquierda del estuario, y aguas arriba de la presa de Alcalá del Río	135
Tabla A. 5 Consumo de agua (hm ³) y aportes (t) anuales teóricos de N, P ₂ O ₅ y K ₂ O originados por las áreas agrícolas en regadío desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario	136
Tabla A. 6 Superficie en secano (ha) asociada a cada cultivo en las subcuencas vertientes a la margen derecha del estuario y en la zona de vega del estuario.....	137
Tabla A. 7 Superficie en secano (ha) asociada a cada cultivo en las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario, y aguas arriba de la presa de Alcalá del Río.....	137
Tabla A. 8 Aportes de N, P ₂ O ₅ y K ₂ O (t) anuales teóricos desde las zonas agrícolas en secano de las subcuencas vertientes al estuario.....	138
Tabla A. 9 Estimación de la cantidad de nutrientes N, P y K (t) de origen agrícola, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las áreas vertientes al estuario anualmente, según superficie agrícola de 2003.	138
Tabla A. 10 Estimación de los aportes de nutrientes N, P y K (t) de origen agrícola en 1956 y 2003, en términos absolutos y relativos.	139
Tabla A. 11 Demanda de agua por habitante y día para horizontes fijados en el Plan Hidrológico de la cuenca del Guadalquivir (CHG, 1995).....	141
Tabla A. 12 Consumos de agua por habitante y día fijados en el Plan Hidrológico de la cuenca del Sur.	141
Tabla A. 13 Composición media de agua residual municipal bruta.	142
Tabla A. 14 Requisitos mínimos de concentración o reducción de contaminantes en el tratamiento secundario	142
Tabla A. 15 Número de habitantes y vertido medio (kg) diario de sólidos en suspensión, DBO ₅ , DQO, N, P y cloruros de origen urbano generados en cada cuenca vertiente al estuario, por aguas residuales brutas	145

Tabla A. 16 Retorno de agua y vertido medio (g) diario de metales pesados de origen urbano generados en cada cuenca del estuario, por aguas residuales brutas	145
Tabla A. 17 Número de habitantes y vertido medio (kg) diario de sólidos en suspensión, DBO ₅ , DQO, N, P y cloruros de origen urbano generados en cada cuenca vertiente al estuario, por aguas residuales procedentes de tratamientos secundarios	145
Tabla A. 18 Retorno de agua y vertido medio (g) diario de metales pesados de origen urbano generados en cada cuenca del estuario, por aguas residuales procedentes de tratamientos secundarios.	146
Tabla A. 19 Estimación de la cantidad anual de sólidos en suspensión, DBO ₅ y DQO procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario.	146
Tabla A. 20 Estimación de la cantidad anual de N, P y cloruros procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario.	146
Tabla A. 21 Estimación de la cantidad anual de Cd, Cr y Cu procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario.	146
Tabla A. 22 Estimación de la cantidad anual de Pb, Ni y Zn procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario	147
Tabla A. 23 Estimación de la cantidad anual de vertidos contaminantes (t), en términos absolutos y relativos, aportada en la totalidad de la cuenca del Guadalquivir en 1956 y 2003.	147
Tabla B. 1 Denominación utilizada en cada capítulo para los puntos de control en el cauce principal.....	149
Tabla B. 2 Denominación utilizada en cada capítulo para los puntos de control en subcuencas vertientes al cauce principal.	150
Tabla C. 1 Percentiles del Qd adimensionalizados en los puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.	153
Tabla C. 2 Percentiles de la distribución de frecuencias de Qd en Alcalá del Río, dimensional y adimensional, período 01/01/31-30/09/09.....	153
Tabla C. 3 Percentiles de la distribución de frecuencias de caudal máximo anual en Alcalá del Río, dimensional y adimensional	154
Tabla E. 1 Percentiles de los registros de CSS (mg L ⁻¹) en los puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.	166
Tabla E. 2 Percentiles adimensionalizados con el valor medio para el período, de los registros de CSS en puntos de control, período 01/01/81-30/09/09.	167
Tabla E. 3 Percentiles de los registros de conductividad hidráulica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) en puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.	168

Tabla E. 4 Percentiles adimensionalizados con el valor medio para el período, de los registros de conductividad eléctrica en puntos de control, para el período 01/10/81-30/09/09. 170

Resumen

Este trabajo pone de manifiesto la modificación del estuario del Guadalquivir y cuencas vertientes, reflejo de las actividades humanas predominantes, así como la vulnerabilidad de su estado frente a los aportes fluviales. La cuenca vertiente aguas arriba de la presa de Alcalá del Río, en la cabecera del estuario y a 110 km de la desembocadura, supone una importante fuente de aportes fluviales, así como de sustancias asociadas ya que, por su extensión, engloba las mayores cantidades de agua, sedimentos y nutrientes en términos absolutos. Sin embargo las cuencas vertientes a la margen izquierda del estuario, suponen los mayores aportes de nutrientes en términos relativos. Asimismo, son estas áreas las más conflictivas desde el punto de vista de vertidos urbanos, aunque también en la margen derecha del estuario existen importantes núcleos sin estaciones depuradoras de aguas residuales o con depuración deficiente.

Se han establecido en el estuario una serie de puntos de control de aportes fluviales y sustancias asociadas, que permiten estimar y evaluar, a partir de datos históricos de aforo y calidad de agua, la situación del estuario y su evolución años atrás. Aunque no existe información completa sobre las descargas fluviales efectuadas al estuario desde la totalidad de sus cuencas vertientes, la importancia de la cuenca vertiente a la presa de Alcalá del Río, permite utilizar este punto para la caracterización de los aportes fluviales y su dinámica, y relacionarlos con la dinámica mareal y el equilibrio salado-dulce de las aguas del estuario. Estas descargas constituyen aproximadamente un 80% de los aportes fluviales que recibe el estuario y su régimen estacional e interanual, muestra los efectos de los períodos secos y de la regulación ejercida en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir, aguas arriba de la presa.

El régimen anual de la descarga desde la presa de Alcalá del Río se ve modificado drásticamente a partir de los inicios de los años 70, no solo por la construcción de embalses en la cuenca aguas arriba sino también por el paulatino e intenso desarrollo en la misma de grandes áreas de regadío. El estuario actual es el resultado de la predominancia mareal fomentada por la pérdida de aportes fluviales durante los últimos cuarenta años, a la que pueden haber contribuido además otros procesos. Los consumos y regulación aguas arriba condicionan la calidad del agua del estuario, no ya por el aporte de sustancias contaminantes, sino por la pérdida de capacidad de dilución y de transporte del régimen fluvial actual, muy por debajo del régimen natural del río Guadalquivir. La mayor salinidad en los tramos bajo y medio del estuario, y la persistencia de sólidos en suspensión tras avenidas extremas, son ejemplos de esta situación que se han venido repitiendo en los últimos años con consecuencias ambientales y socioeconómicas (exceso de salinidad para el arrozal y/o exceso de turbidez para la acuicultura, entre otros).

Los mayores aportes de sedimentos ocurren desde la cuenca vertiente aguas arriba del estuario, con máximos de concentración de sólidos en suspensión del orden de 10^3 mg L^{-1}

originados por la erosión y transporte del río en su travesía por la cuenca hasta su llegada a la presa. Existe correspondencia en la mayoría de los casos, de grandes descargas desde la presa de Alcalá del Río con el aumento de la concentración de sólidos en suspensión en el cauce principal del estuario, aunque este aumento difiera en magnitud según se trate de un tramo u otro. Asimismo, la concentración registrada aumenta en numerosas ocasiones en los tramos aguas abajo de la presa, lo que indica que los valores extremos de sólidos en suspensión no se deben tan sólo a aportes directos de sedimentos desde la presa durante episodios de descarga elevada, sino también a procesos de resuspensión y/o erosión local del lecho y márgenes debido a los cambios hidrodinámicos que se inducen en el propio estuario. El desfase temporal entre las descargas en la presa y el aumento de la turbidez en el tramo bajo del estuario, apunta a una retención de sedimentos en los distintos tramos del estuario.

Actualmente no existen estaciones automáticas de calidad de agua en el estuario que permitan determinar con exactitud la variabilidad espacio-temporal de la turbidez y salinidad. En este trabajo se comparan las redes existentes, con distinta frecuencia espacio-temporal, para determinar qué escalas son suficientes para controlar la salinidad y turbidez en los diferentes tramos del estuario y que ello sirva de pauta para la programación de futuras campañas de campo y redes de medida automáticas en la zona. A la hora de implementar redes de monitorización de calidad de agua en estuarios de este tipo para el control de la turbidez, éstas han de tener una frecuencia de medida pequeña (al menos diaria) en el tramo donde se generan los mayores aportes de sedimentos, para detectar el vertido. Sin embargo, en el tramo bajo, cobra mayor importancia la frecuencia espacial, ya que un mayor número de puntos de muestreo es esencial para el estudio del movimiento de la zona de máxima turbidez aguas arriba y aguas abajo.

Dada la heterogeneidad espacial y el carácter agrícola de la zona de estudio, se ha aplicado una metodología (Munafo *et al.*, 2005) basada en Sistemas de Información Geográfica que estima el potencial de contaminación difusa de un área a partir de factores topográficos, hidrológicos y de usos de suelo. Además, se propone la inclusión de un factor de precipitación que refleja el carácter local seco o húmedo del periodo, aportando así información sobre la variabilidad espacio-temporal del potencial contaminante. Los resultados han sido contrastados con medidas de calidad de agua en diversos puntos de control de diversos afluentes del Guadalquivir

Por otro lado, se propone un modelo paramétrico de aportes de herbicidas aplicable a escala territorial, que aporta información cuantitativa de la concentración de herbicida en el punto de desagüe de la cuenca. El modelo se aplica en una de las subcuencas más conflictivas en cuanto a aportes agrícolas vertientes al estuario y se valida con medidas de campo en el punto de control establecido en la subcuenca.

Este trabajo ha sido llevado a cabo en el marco del Convenio de Colaboración entre el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y la Universidad de Córdoba para

el estudio de una *Propuesta Metodológica para Diagnosticar y Pronosticar las Consecuencias de las Actuaciones Humanas en el Estuario del Guadalquivir* y han sido financiados por el proyecto CGL 2008-03308 *Modulo multiescala de la transferencia de contaminantes desde el suelo al flujo de escorrentía superficial y su transporte* del Ministerio de Ciencia e Innovación. Inscrito en dicho marco de colaboración se encuentra el informe *Aportes desde las cuencas vertientes*, elaborado por el grupo de investigación Dinámica Fluvia e Hidrología (<http://portal.apsevilla.com>).

Los resultados aquí presentados se han organizado en capítulos siguiendo los objetivos a abordar, y se corresponden con diferentes artículos, con un capítulo de Introducción que describe el área de estudio y el marco de trabajo. Hasta la fecha, el artículo correspondiente al Capítulo 2 “Contreras, E., Polo, MJ 2012. Measurement frequency and spatial sampling required to characterize domains turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary (Spain). *Nat Hazards Earth Syst. Sci*, 12, 2581-2589” ya ha sido publicado, y el capítulo 4 ha sido ya enviado y se encuentra en revision en *Journal of Environmental Management*. El resto de Capítulos se están en proceso de edición final para su envío a las revistas que se mencionan en su respectiva cabecera.

Abstract

The present study shows the influence of the modification of the Guadalquivir estuary and contributing areas, related to the predominant human activities, on the water quality and its vulnerability. The contributing area upstream Alcalá del Río dam, at the head of the estuary 110 km from the mouth, is a major source of freshwater inputs and associated fluvial loads since it provides the largest inputs of water, sediments, and nutrients. However, the contributing areas on the left bank of the estuary provide the greatest nutrient inputs in relative terms. Also, these are the most problematic areas regarding urban loads, but also there are important cores without sewage treatment plants.

Different control points were selected in the estuary to estimate and evaluate its state and its evolution during the last 30 years from historical gauging and water quality data. Although there is no complete information about freshwater discharges to the estuary, the importance of the contributing area to the Alcalá del Río dam, can be used for characterizing the river inputs and their dynamics, and relating tidal dynamics and balance of fresh-saline waters of the estuary. These fluvial discharges are approximately an 80% of the contributions to the estuary, and its seasonal and interannual regimes show the effects of both the recurrent dry periods and the regulation within the basin, upstream of the Alcalá dam.

The annual discharge regime from the Alcalá del Río dam has been drastically changed from the beginning of the 70s, not only by the construction of dams in the basin upstream, but also by its gradual and intense development of large irrigated areas. Nowadays the estuary is mainly the result of the quasi-permanent tidal dominance because of the loss of freshwater inputs during the last forty years, with contributions of other processes. Water uses and regulation upstream have influence on the water quality of the estuary, not only because of the contribution of pollutants, but also because of the loss of dilution and transport capacity of the current flow regime, much lower than the natural original regime of the Guadalquivir. River The higher salinity in the lower and middle reaches of the estuary and the persistence of suspended solids after extreme floods, that have repeatedly occurred in recent years, are examples of the consequences of this extremely forced situation, which involves environmental and socioeconomic damages (oxygen deficit in waters, loss of biodiversity, imbalance of nutrient exchanges, high salinity for rice cropping, high suspended sediment levels for aquaculture, among others).

The major contribution of sediments from the watershed occur upstream the estuary, with maximum suspended solids concentrations in the range of 103 mg L^{-1} , caused by the river erosion and transport through the basin to the dam. In most of the cases, there is a significant correlation between the occurrence of large discharges from the Alcalá del Río dam and the increase of the suspended solids concentration along the main channel of the estuary, with different magnitude depending on the stretch. Moreover, the suspended solids

concentration is predominantly higher in the reaches downstream, which shows the extreme values of suspended solids not only being due to direct inputs of sediment from the dam during high discharge events, but also to resuspension and/or local erosion processes of the bed and banks due to the hydrodynamic changes involved. The time lag between discharges from the dam and the increase of turbidity in the lower estuary points to a high capacity of sediment retention in the different stretches of the estuary.

Currently there are no automated stations for monitoring water quality in the estuary. To determine the trends of spatiotemporal variability of turbidity and salinity in the estuary, the two macroscopic issues of environmental concern, a first step in this study was gathering of existing datasets from different sources, and the comparison of the existing sampling networks and their different spatiotemporal frequency to determine which scales were significant to monitor salinity and turbidity in the different sections of the estuary. As the results showed, water quality monitoring networks in estuaries for turbidity control require at least daily measurements in the stretch that generates the largest amount of sediment, in order to detect the discharge fluctuations. However, in the sections downstream, the spatial resolution becomes limiting, since a greater number of sampling points is essential for studying the displacement of the maximum turbidity zone.

Secondly, the effects of regulation and soil uses evolution upstream were analyzed in terms of freshwater inputs and sediment trends during the last forty years. Both the normal and extreme regimes of fluvial discharge from the dam, suspended solid concentration, and salinity were obtained and the significant changes observed were quantified and related to the different periods of reservoir development within the river basin.

Then, given the spatial heterogeneity and the main agricultural character of the study area, the potential of diffuse pollution was assessed by applying a methodology based on Geographic Information Systems (Munafò *et al.*, 2005) and including topographical, hydrological, and land use information. Furthermore, we propose the inclusion of a precipitation factor that reflects the dry or wet local nature of the study period, thus providing information on the spatiotemporal variability pollution potential. The results have been tested against water quality data at selected control points in the tributaries of the Guadalquivir river, with good agreement, which not only identified the main sources of diffuse pollutants (where and when) but also showed the applicability of both the original and modified formulation used.

Finally, to study certain pollutant exports from diffuse sources we propose a parametric model to overcome the limitations that most of the available models pose due to their overparameterization and scarcity of needed data to feed them. This parametric approach is based on a simplified modeling on a daily basis of both the potential pollutant availability in soil between rainfall events and its transfer to runoff during rainfall (following Nofuentes and Polo, 2008). The model has been tested in one of the subwatershed contributing to the estuary for the case of herbicides, and validated with the available data

at the end of the river network. The herbicide concentration values simulated was in good agreement with the available information, and the results show the good performance of this parametric approach, especially in areas where the lacking information to feed more sophisticated models makes it difficult to assess these environmental issues..

This work was funded jointly by the Collaborative Agreement between the National Research Council (CSIC) and the University of Córdoba for the Study of a Methodology to Diagnose and Forecast the Consequences of Human Actions in the Guadalquivir Estuary, and the project CGL 2008-03308 (Multiscale Model for the Pollutant Transfer from Soil to Surface Runoff and its Transport) of the Ministry of Science and Innovation..

The results presented here have been organized in Chapters following the different steps in the study, which correspond to the different papers produced, with an Introduction describing the study area and the work's framework. Up to date, the paper in Chapter 2 "Contreras, E., Polo, MJ 2012. Measurement frequency and spatial sampling required to characterize domains turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary (Spain). *Nat Hazards Earth Syst. Sci*, 12, 2581-2589" has already been published, and the paper in Chapter 4 has already been submitted and is now under revision in the *Journal of Environmental Management*. The rest of Chapters are in the final editing state for their submission, the selected journals being mentioned at their respective headings.

Capítulo 1: Introducción y objetivos

1.1 Antecedentes

El estuario del río Guadalquivir es el tramo final de un río cuya cuenca hidrográfica, de más de 57000 km² de superficie, recorre de este a oeste el sur de la Península Ibérica (Fig. 1.1) y contiene desde las cotas más elevadas en Sierra Nevada hasta el nivel del mar en el litoral atlántico suroccidental toda una gama de ambientes ecoclimáticos. Los caudales que la red fluvial circula hacia el mar, han esculpido la morfología de la cuenca hasta su estado actual y han generado, con su dinámica de transporte y depósito, el estuario.

En las últimas décadas, los vertidos acumulados de sustancias contaminantes añadidas en las prácticas agrícolas y en el uso urbano e industrial del agua (Mendiguchía, 2007), junto con la disminución de los aportes de agua dulce desde las cuencas vertientes y los efectos de actuaciones humanas sobre el cauce, como las acciones de dragado periódicas a lo largo del canal navegable hasta el puerto de Sevilla (90 km de la desembocadura), han modificado en parte el funcionamiento global del estuario. La conservación del estuario tiene una enorme trascendencia socio-ambiental, ya que mantiene importantes actividades socioeconómicas y ambientales. Por un lado coexisten extensas zonas de arrozal que se nutren directamente del río, una importante actividad pesquera en la bahía de Cádiz y por otro, existen varios Lugares de Interés Comunitario (directiva 92/43/CEE), como son el propio estuario (LIC ES6150019) y el Parque Nacional de Doñana (LIC ES0000024) y una Zona de Especial Protección para las Aves, el Brazo del Este (ZEPA ES0000272) (Fig. 1.1).

Trabajos realizados con anterioridad (Álvarez *et al.*, 2001; Díez-Minguito *et al.*, 2011) ponen en relevancia la dinámica mareal en el interior del estuario, de tipo semidiurno que, con altas velocidades medias asociadas a la onda de marea (en torno a 1 m s⁻¹) respecto al pequeño flujo de agua dulce, encuadran al estuario, según la clasificación de Pritchard (1952), como verticalmente homogéneo o bien mezclado, viéndose esta característica parcialmente alterada únicamente en los períodos de fuertes crecidas. Se trata de un estuario atlántico mesomareal, de relleno inverso y convergente cuya profundidad media es de 7.1 m, que varía de hiposincrónico en el tramo bajo (donde se establece un marcado gradiente salino) a hipersincrónico aguas arriba (Dyer, 1997). Este tipo de estuarios presentan un área donde las corrientes del fondo residuales convergen y suspenden los sedimentos y sustancias asociadas retenidas, de manera que resulta una turbidez máxima relacionada con los procesos de resuspensión local unidos a las corrientes mareales. Esta zona de máxima turbidez (ETM) se mueve aguas arriba y abajo del mismo, debido a la resuspensión de sedimentos y posterior transporte inducido meteorológicamente o por el flujo del río Sanford *et al.* (2001). La amplitud de las descargas primaverales y su sincronización con

respecto al ciclo de mareas muertas causa gran variación interanual del flujo de sedimentos, resultando estas variaciones de la removilización de los sedimentos depositados previamente o de la masa que excede las entradas anuales desde la cuenca (Geyer *et al.*, 2001).

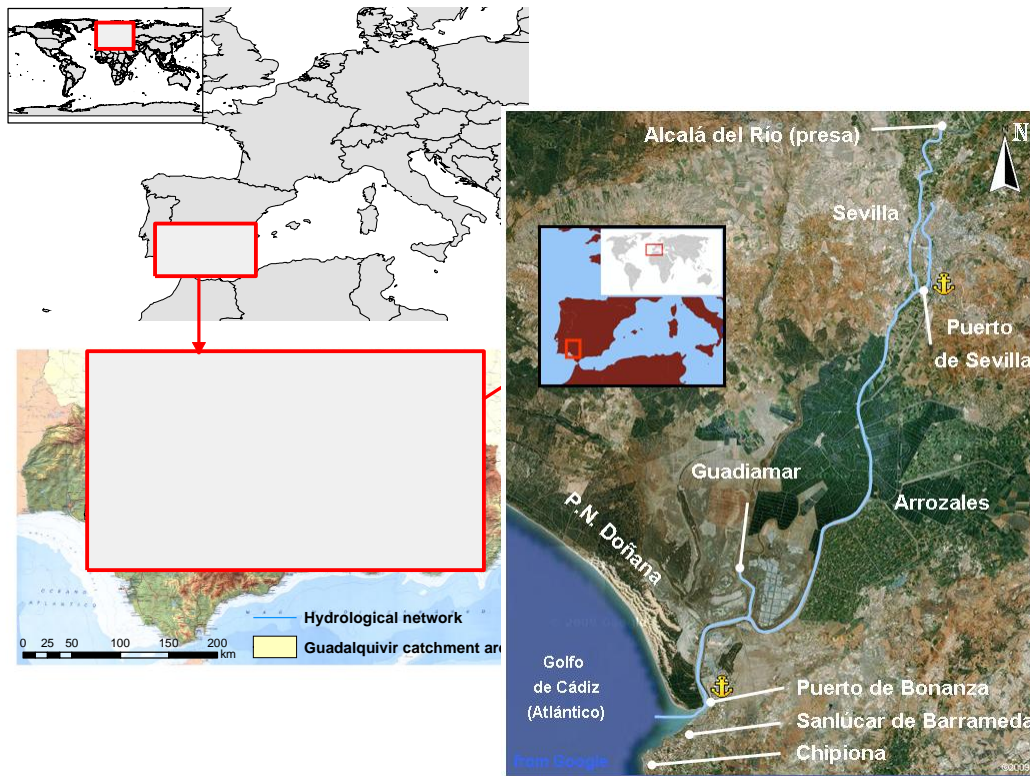


Figura 1.1 Localización del estuario en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir y ubicación general de las principales actividades y lugares de importancia socioeconómica.

Por otro lado, tras intensas lluvias que ocasionan grandes descargas desde la presa de Alcalá del Río, que en la cabecera del estuario bloquea la onda de marea, ocurren sucesos de elevada turbidez que, en ocasiones, se prolongan en el tiempo durante varios meses y llegan con bastante intensidad a la desembocadura. Niveles elevados de sólidos en suspensión, ponen en peligro el ya frágil equilibrio de un ecosistema castigado por la presión de la manifiesta intervención humana en la zona; asimismo dificultan y llegan a imposibilitar el riego de numerosas zonas cultivadas en el estuario, entre otras, los arrozales, y el funcionamiento de las instalaciones dedicadas a la acuicultura. Estas condiciones se agravan cuando se producen asociadas a incrementos de la salinidad del agua, de hecho, el control de la cuña salina y su desplazamiento hacia la desembocadura es uno de los fines de los desembalses que se producen durante la campaña de riego. Estos episodios, relativamente recientes, de turbidez y salinidad elevada en las aguas del estuario, han puesto de manifiesto la necesidad de identificar las fuentes críticas de estos sucesos en sí, y las condiciones que potencian su persistencia.

En este contexto, la dinámica interna de transporte en el estuario está condicionada por la influencia mareal y el régimen fluvial en condiciones normales, así como por la frecuencia e intensidad de los aportes de agua dulce asociados a descargas desde la presa de Alcalá del Río en condiciones de avenida. Por ello, cualquier análisis de la calidad del agua en el estuario requiere, además de caracterizar la dinámica de agentes marítimos, el estudio de los aportes fluviales y su dinámica, que dependerá de las condiciones de la descarga, principalmente, de la regulación y control de los embalses por exceso de lluvia y, del tiempo transcurrido desde la última descarga.

Además es necesario el análisis de la profunda transformación que la cuenca hidrográfica ha sufrido durante los últimos años, con la construcción de embalses, canales y acequias, que han modificado notablemente el régimen hidrológico del río, ello unido al enorme cambio experimentado en el uso del suelo.

Asimismo, dada la condición agrícola de gran parte del estuario y la cuenca vertiente al mismo, es fundamental el modelado de este tipo de contaminación, de carácter difuso, para la estimación de aportes contaminantes al cauce principal desde las cuencas vertientes. Existen estudios con el objeto de comprender mejor los procesos de flujo y transporte que se dan en una cuenca durante y después de un episodio de lluvia (Rekolainen *et al.*, 2000; Dabrowski *et al.*, 2002) y se han propuesto numerosos modelos que simulan la contaminación difusa a esta escala. Sin embargo, la mayoría son difíciles de calibrar en la práctica por la gran cantidad de parámetros que necesitan, que se suman a aquellos correspondientes a la calibración de la respuesta hidrológica en la cuenca. Además, la mayoría de los procesos modelados no están definidos a las escalas temporales y espaciales con las que se describen los procesos hidrológicos en la cuenca. Por el contrario, es necesario incluir una parametrización adecuada de los procesos para cada asociación de escalas espacio-temporales abordable, utilizando los modelos físicos a la escala a la que fueron desarrollados y parametrizando a las escalas superiores a partir de la explotación local de los mismos (Aguilar, 2008). A ello se une la ausencia en la mayoría de los casos de datos de calidad del agua con una frecuencia espacio-temporal suficiente para contrastar su evolución real. Por ello, el uso de métodos simplificados que realicen una caracterización cualitativa de la posible contaminación teórica de cada una de las áreas vertientes a un cauce, resulta de gran interés para detectar aquellas zonas que resulten más conflictivas y así concentrar los esfuerzos en tomar medidas paliativas en determinadas áreas dentro de una cuenca. No obstante, en aquellos casos en los que sí existe información de calidad de aguas, disponer de un modelo simple que simule el proceso de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía y arroje resultados cuantitativos de aportes en el punto de cierre de la cuenca en el que se tienen medidas de calidad de agua para contrastar, haría posible la aplicación de un modelo analítico en sistemas de gran extensión territorial.

1.2 Importancia de los aportes fluviales y escalas de influencia

Los estuarios son zonas de transición entre el medio fluvial y el marino, y se caracterizan por ser terrenos llanos inundables con suelos de fango y arena, prácticamente impermeables, drenados por diversos cauces y una tupida red de caños en los que se producen los gradientes espacio-temporales, a diferentes escalas, de la mezcla de agua dulce y salada. Se diferencian de un río por sus intercambios de agua, sedimentos, nutrientes y energía con la atmósfera y el océano, que determinan la dinámica y los procesos del estuario, y el desarrollo de una compleja y rica diversidad biológica.

Los aportes de origen fluvial que un estuario recibe influyen de forma determinante en la dinámica de tres aspectos principales, con escalas diferentes que no son únicas ni independientes entre sí:

- Por una parte, la secuencia temporal de grandes avenidas fluviales y sus sedimentos asociados, que a escala geológica ha determinado la morfología del estuario y su tendencia actual. Por otro lado, a escala de evento significativo de precipitación genera modificaciones locales de las condiciones hidrodinámicas en el estuario y, con ello, resuspensión desde el lecho, erosión local de lecho y márgenes, y depósitos de nuevos sedimentos acarreados por la avenida, procesos que ocurren a lo largo de todo el estuario.
- Por otra, la interacción de las masas de agua marina y fluvial, que varía de forma continua a lo largo del estuario con cada ciclo de marea, cada ciclo de mareas vivas y muertas, y que se ve drásticamente alterada durante períodos breves asociados a la ocurrencia de avenidas fluviales. El carácter dominante medio, fluvial o marino, en cada tramo de un estuario está condicionado, además de por la dinámica mareal y fluvial, por la morfología del estuario.
- Por último, los aportes de nutrientes y compuestos tóxicos desde las cuencas vertientes al estuario, que reflejan el carácter dominante de los usos del suelo en dichas zonas y los procesos de transporte y transformación en su recorrido hasta el estuario. Estos aportes tienen como resultado un régimen de las variables de estado indicadoras de la calidad de las aguas y su estado ecológico, que depende enormemente de la interacción de las masas de agua marina y fluvial, es decir, de la capacidad de renovación de las aguas del estuario.

Por tanto, para estudiar el comportamiento del sistema, analizar la dinámica de los aportes fluviales constituye un paso fundamental que, además, junto con la dinámica de los aportes mareales, permite cuantificar las variables de entrada requeridas en los modelos hidrodinámicos, de transporte de sedimentos, y de calidad de aguas y ecológicos, que configuran la dinámica global, acoplada, del estuario.

1.3 El estuario y subcuencas vertientes

En la actualidad, el estuario del Guadalquivir, con una longitud aproximada de 110 km, se extiende desde la presa de Alcalá del Río hasta su desembocadura en la Broa de Sanlúcar, en aguas del Océano Atlántico, conformando un área de 9500 km². Es un estuario mesomareal de morfología convergente, al que los procesos morfo-hidrodinámicos naturales y las actuaciones humanas han dejado reducido a un cauce principal con numerosas cortas y algunos caños mareales. Por él circulan la marea astronómica (dos veces al día) y las descargas fluviales (moduladas por la ocurrencia de avenidas y los desembalses para el regadío) reguladas por el sistema de presas en la cuenca, cuyo punto final es la presa de Alcalá del Río (Fig. 1.1).

El contexto mediterráneo en el que se enmarca el estuario viene definido por el carácter templado-cálido de sus temperaturas, y la escasez relativa de precipitaciones. Sin embargo, la posición del territorio abierto al Atlántico por el que penetran las borrascas oceánicas de componente oeste, determina una distribución de lluvias tal que avanzan con el frente de dirección SO-NE hasta alcanzar los máximos valores en las cumbres más altas que bordean y delimitan la cuenca vertiente. En este marco, la distribución espacial de la lluvia es sensiblemente irregular, como consecuencia de la particular orografía de la cuenca (Fig. 1.2). Las precipitaciones máximas se presentan en zonas con topografía accidentada expuestas a los vientos atlánticos (especialmente las Sierras de Aracena y Cazorla, donde la precipitación media anual se sitúa en torno a 1300 mm), o del mediterráneo (Sierra Nevada) (Fig. 1.2). Por el contrario, los valores mínimos se dan en las altiplanicies intrabéticas, con medias anuales en torno a los 300 mm. Por otro lado también existe una marcada variabilidad de la precipitación intra e interanual, de manera que, además de la fuerte estacionalidad con veranos muy secos en los que en caso de producirse lluvias estas se concentran en torno a uno o dos eventos de precipitación, pueden ocurrir años muy húmedos, en los que la precipitación anual supera los 1000 mm y años muy secos en los que apenas se alcanzan los 300 mm.

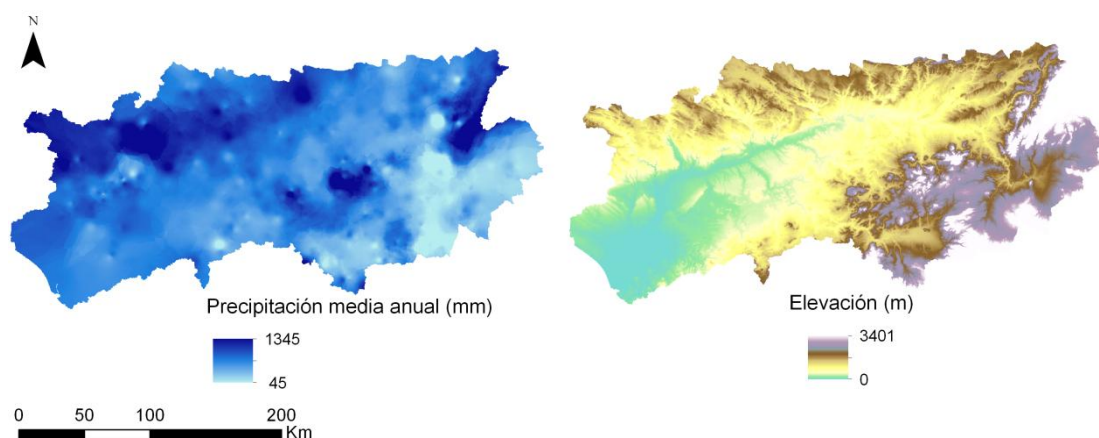


Figura 1. 2 Mapa de precipitación anual media en la cuenca para el período 1981-2010 y Modelo Digital de Elevaciones.

La variabilidad espacio-temporal de la precipitación hace que la cuenca esté regulada por una amplia red de embalses, especialmente la zona situada más al norte, que recoge los excedentes de lluvia provenientes de Sierra Morena (Fig. 1.3). Esta elevada regulación modifica la evolución temporal del régimen de caudal en los cauces, tanto en situación de avenida como de estiaje, y afecta asimismo a los tiempos de residencia de sedimentos y sustancias en la red por retención (temporal o permanente) en los embalses. La presa de Alcalá del Río, construida en 1930, regula los aportes provenientes de toda la cuenca aguas arriba, por lo que supone un punto de control de cargas y caudales determinante en este estudio, por su gran influencia en los regímenes de caudal y en los procesos de transporte de solutos que tendrán lugar aguas abajo. Para localizar y evaluar los aportes fluviales y las fuentes posibles de contaminación, se ha clasificado el terreno teniendo en cuenta la distribución natural de los flujos de agua. Esta zonificación se presenta en la Fig. 1.3, diferenciando 6 subcuencas vertientes al cauce principal en el estuario del resto de la cuenca del Guadalquivir, vertiente aguas arriba. Esta última se evaluará en conjunto, como una gran fuente de aporte puntual que agrega todos los aportes, tanto puntuales como difusos, generados aguas arriba del estuario, y cuyo punto de unión con el mismo se sitúa en la presa de Alcalá del Río.

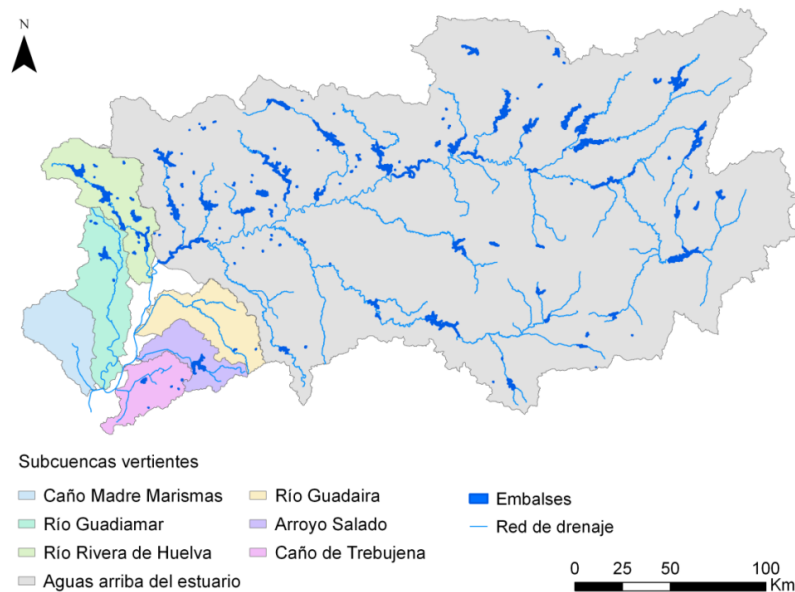


Figura 1. 3 Clasificación de las subcuencas vertientes al estuario definidas en la zonificación hidrológica y situación de embalses en la cuenca.

1.4 Actividades y procesos generadores de aportes fluviales

Los principales procesos generadores de aportes fluviales y sustancias asociadas, son comunes a las cuencas del entorno mediterráneo:

- La generación de escorrentía y flujo subsuperficial asociados a la ocurrencia de precipitación, con una marcada variabilidad a escala estacional, anual e hiperanual, propios del clima mediterráneo en el que se enmarca la cuenca.
- La modificación continua del suelo de las cuencas ligada a los usos agrícolas que potencia la pérdida de suelo, con especial protagonismo de cultivos anuales como los herbáceos o perennes como el olivar que dejan desnuda la superficie del suelo totalmente parte del año y parcialmente durante todo el año, respectivamente.
- La práctica intensiva de la agricultura, con aplicación de abonos y productos fitosanitarios que son transportados con el agua de escorrentía y el flujo subsuperficial, por ocurrencia de lluvia o de riegos, en su caso. La contaminación agraria difusa puede en principio afectar a la mayor parte de las aguas superficiales, sin embargo resultan más vulnerables aquellas zonas donde los materiales subsuperficiales son impermeables, así como aquellas aguas que se encuentren en relación directa con acuíferos poco profundos. De la misma forma, los residuos derivados de actividades ganaderas como la urea, compost, etc., son también importantes fuentes de nitrógeno y fósforo que a menudo vierten a los cauces de agua, dependiendo la cantidad producida por una determinada explotación, en gran medida, del tipo de ganado.
- El desarrollo urbano con vertidos residuales que la creciente implantación de depuradoras no acaba de remediar, bien por ineficiencia de su rendimiento, bien por la ausencia de tratamientos terciarios que podrían eliminar las cargas de nitrógeno y fósforo asociadas a los efluentes secundarios de una estación depuradora convencional.

La Fig. 1.4.a presenta la distribución espacial de los usos de suelo en la cuenca del Guadalquivir, según correspondan a áreas construidas y alteradas, superficies agrícolas, superficies forestales y naturales o a zonas húmedas y superficies de agua (Consejería de Medio Ambiente, 2010). Destaca la predominancia de los usos agrícolas, sobre todo en el gran eje central del Valle del Guadalquivir, concretamente, la extensa superficie de olivar, especialmente en la parte este de la cuenca, así como los cultivos herbáceos de secano en el suroeste y los cultivos herbáceos en regadío en la vega del Guadalquivir (Fig. 1.4.b). En el estuario predominan los cultivos herbáceos de secano, seguidos de olivar y los cultivos de regadío. Esta distribución de los usos de suelo marca el carácter de los aportes contaminantes en la cuenca y en su tramo bajo. Estudios previos (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008) concluyen la existencia de presión significativa en las masas de agua de la cuenca del Guadalquivir por efecto de la contaminación de carácter urbano y agrícola (otras actividades como la ganadería y minería, tan sólo presentan presión significativa en un bajo porcentaje de las masas de agua de la cuenca (7 y 1% respectivamente)).

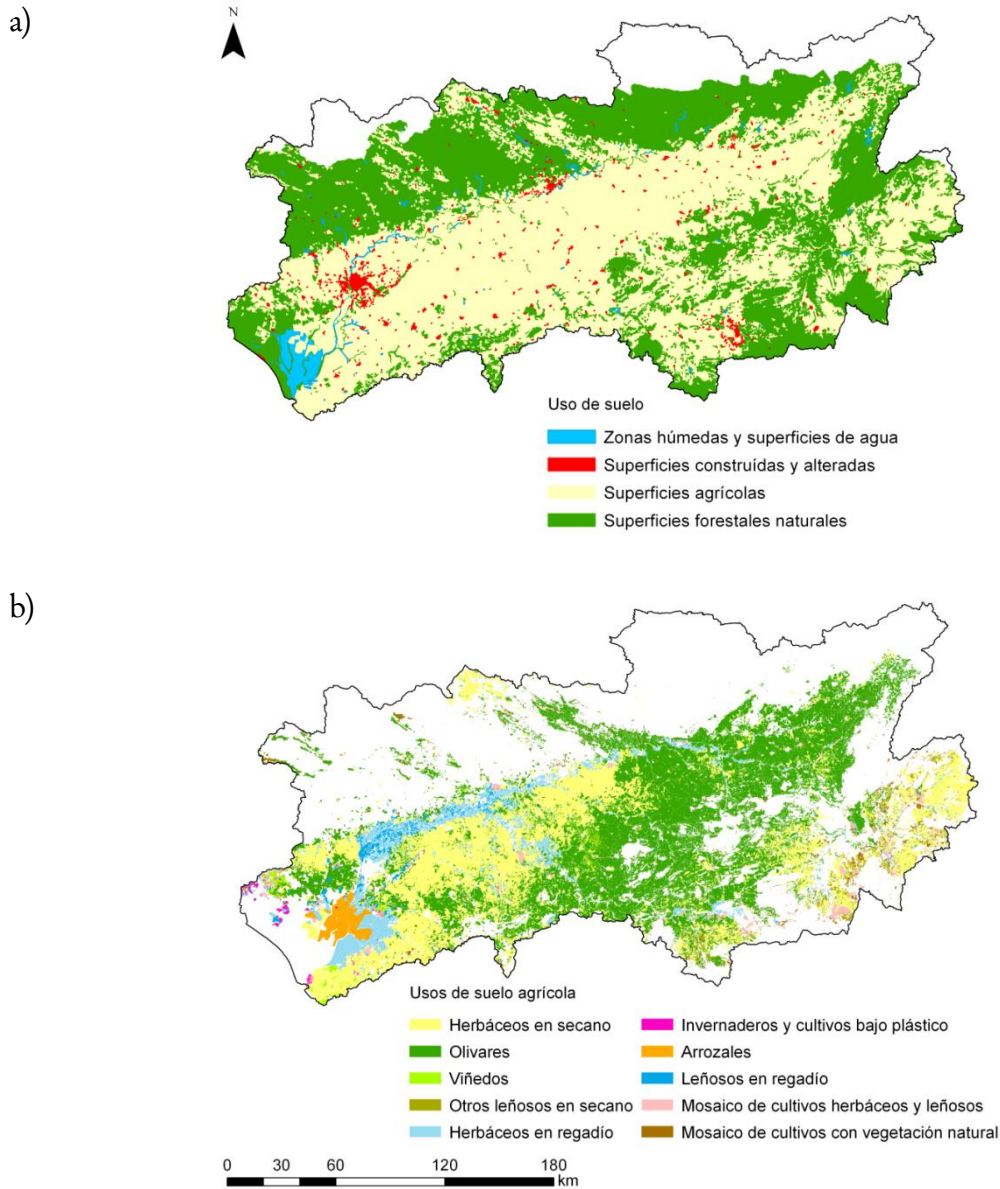


Figura 1. 4 Distribución de los usos de suelo en la cuenca (a) y usos de suelo agrícola (b). En el anejo A se realiza una estimación de los aportes contaminantes al estuario, de origen agrícola y urbano, en función de los usos de suelo predominantes en cada subcuenca vertiente, la demanda de agua y el retorno de ésta estimado. Las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario, generan mayores aportes de origen agrícola, con valores anuales de 80-100 kg N ha⁻¹ y 20-30 kg P ha⁻¹, aunque toda la cuenca vertiente a la presa de Alcalá del Río, con 44 kg N ha⁻¹ y 7 kg P ha⁻¹ año⁻¹, genera los mayores aportes en términos absolutos por su extensión. En la margen derecha, los aportes son significativamente menores, reduciéndose aproximadamente a un tercio de los del margen izquierdo. De forma directa, estos aportes reflejan en general la calidad de las aguas en la cuenca del Guadalquivir, que presenta diversos problemas a gran escala.

1.5 Redes de monitorización disponibles en la cuenca

De manera general, se hace un breve resumen de la información relativa a redes de monitorización, de carácter público, existentes en la cuenca, indicando período disponible, variables de medida, y escala espacio-temporal de los registros. Las estaciones concretas utilizadas para cada uno de los objetivos de este estudio, se especifican en cada capítulo.

1.5.1 Información meteorológica

Actualmente existen numerosas redes de medida distribuidas por todo el territorio español, promovidas por las comunidades autónomas, organismos públicos o por iniciativa privada, para el control de diferentes fenómenos, como alerta de plagas, de información agroclimática, prevención de incendios, etc. En este trabajo se utilizan 3 de ellas, con distinta antigüedad y escala temporal:

- La Red de Información Agroclimática (RIA), instalada por el Ministerio de Agricultura y Pesca y Alimentación (MAPA) y mantenida por la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía (CAP), dispone de información agrometeorológica para el conjunto de los regadíos de Andalucía, así como para otras aplicaciones. Desde el año 2001, a escala media-horaria, horaria y diaria mide precipitación, humedad, temperatura del aire, radiación y viento (velocidad y dirección).
- La Red de Alerta e Información Fitosanitaria (RAIF), puesta en marcha también por el MAPA, permite disponer de información del estado fitosanitario de los principales cultivos de Andalucía. Desde el año 2001 suministra a escala horaria y diaria información relativa a precipitación, humedad y temperatura del aire, y radiación. También incluyen registros de velocidad del viento, pero no de dirección.
- La Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), dispone de registros más antiguos que las dos redes anteriores, desde 1945, y a escala horaria y diaria mide precipitación, humedad y temperatura del aire, radiación y viento (velocidad y dirección).

La distribución de las estaciones pertenecientes a las redes climáticas mencionadas se presenta en la Fig. 1.5, así como las estaciones seleccionadas en este estudio en función de su situación, representatividad y disponibilidad de datos.

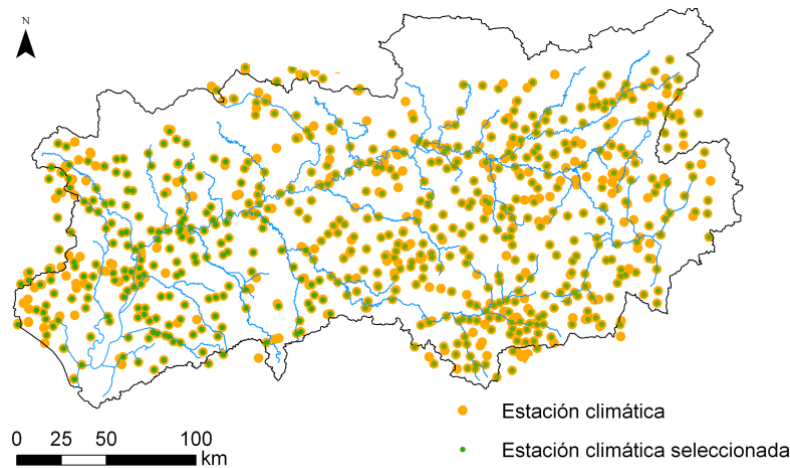


Figura 1. 5 Situación de estaciones meteorológicas en la cuenca, disponibles y seleccionadas en este estudio.

1.5.2 Información foronómica

Se dispone de datos de aforo situados en cauces y embalses, pertenecientes a distintas fuentes:

- El Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) del Guadalquivir ha adoptado, desde 1993, la mayor parte de las estaciones de la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA) de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG), captando información hidrológica e hidráulica en tiempo real. Este sistema dispone de medidas de descarga media diaria en la mayoría de las presas del río Guadalquivir y afluentes, así como medidas de caudal medio diario en cauce. Los registros más antiguos utilizados en este estudio datan de 1931, en la presa de Alcalá del Río.
- Por otro lado se dispone de series de caudal medio diario en estaciones de aforo del Servicio de Hidrología de la CHG, algunas de ellas pendientes de su inclusión en el SAIH.

En la Fig. 1.6 se presenta la ubicación de las estaciones pertenecientes a las redes de aforo definidas, así como las seleccionadas para la realización de este estudio.

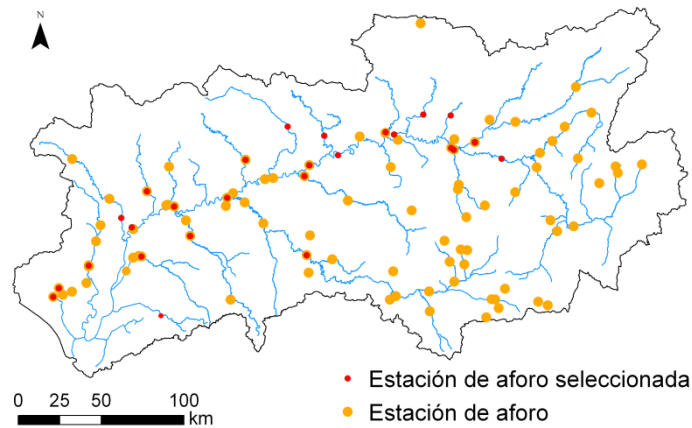


Figura 1. 6 Situación de estaciones de aforo en la cuenca, disponibles y seleccionadas en este estudio.

1.5.3 Información de calidad de aguas

Las actuales redes de calidad de agua de carácter público tan sólo disponen de medidas superficiales, lo que resulta suficiente para los objetivos de este estudio, ya que trabajos previos (Echavarri *et al.*, 2007) muestran que la concentración de nitratos, amonio, fosfatos y sólidos en suspensión medidas en superficie son similares o en ocasiones algo mayores a las medidas en fondo, por lo que se podría descartar la subestimación de los datos. A continuación se presenta un breve resumen de las redes disponibles:

- La red Integral de Calidad de Aguas (ICA), de la Consejería de Medio Ambiente (CMA) de la Junta de Andalucía, estuvo vigente hasta enero de 2008, cuando entró en vigor la Directiva Marco de Aguas (DMA) y desde entonces pasó a llamarse red de la DMA. La red está organizada por estaciones de carácter fijo, donde se realizan controles periódicos con carácter aproximadamente mensual sobre muestras de agua analizadas a posteriori en laboratorio. Se toma una medida instantánea del parámetro en un determinado día del mes, siendo el día de medida distinto de un mes a otro y, en ocasiones, de una estación a otra. En la cuenca del Guadalquivir se dispone de datos de parámetros físico-químicos y microbiológicos, como son pH, temperatura, conductividad eléctrica, concentración de materia orgánica nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, fósforo total, herbicidas, sólidos en suspensión, etc. El período de datos disponible en este caso es enero 1981-noviembre 2009.
- El Sistema Automático de Información de Calidad de las Aguas (SAICA), proyectado en 1994 por la CHG y gestionado en la actualidad por la Agencia Andaluza del Agua, transmite datos analíticos en continuo y en tiempo real (cada 15 min) para el control de la calidad de las aguas en la red fluvial superficial, vigilando así su evolución junto con la red ICA. Estas estaciones automáticas están en continua comunicación con el centro de control de la Demarcación vía satélite, a través del Satélite Hispasat. Cada estación está compuesta por un equipo mínimo que consiste en un sistema de adquisición de datos en

continuo, un VSAT o transmisor de datos vía satélite, un turbidímetro, un medidor de nivel según el caso, un analizador de conductividad eléctrica, pH, temperatura y oxígeno disuelto y, de forma particular, en función del punto de muestreo objeto de estudio en que se encuentre la estación, puede existir además un analizador de amonio, un analizador de materia orgánica (SAC) y un concentrador de compuestos orgánicos. Se dispone de datos de esta red para el período octubre 2004-junio 2009.

- De forma adicional, la CMA dispone de medidas de calidad de agua tomadas en el marco del Plan de Control y Vigilancia de la calidad de las aguas del litoral andaluz, que realiza campañas de muestreo manuales y posterior análisis en laboratorio para la determinación de diversos parámetros de calidad de aguas, entre ellos sólidos en suspensión, turbidez y conductividad eléctrica. Dichas campañas se realizan con periodicidad variable semanal. Para este estudio se cuenta con los resultados correspondientes a abril 2008-octubre 2010 en 10 estaciones ubicadas a lo largo del cauce principal del estuario, entre la presa y la desembocadura.

En la Fig. 1.7 se presenta la ubicación de las estaciones de calidad de agua pertenecientes a las distintas redes, y las seleccionadas para este estudio.

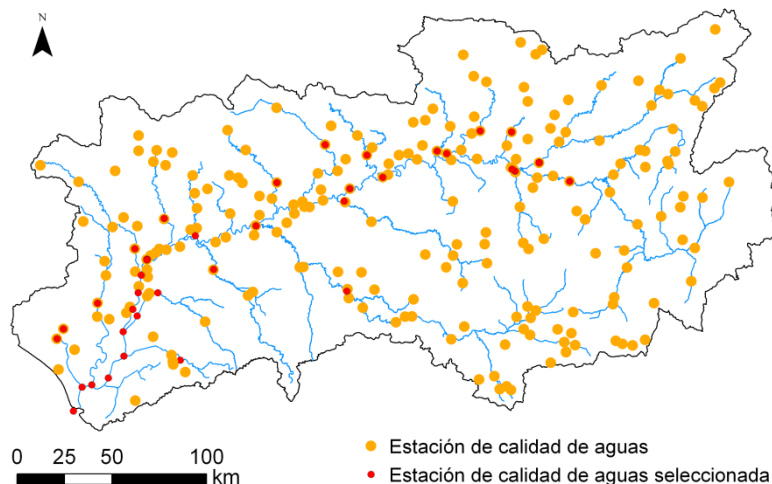


Figura 1.7 Situación de estaciones de calidad de aguas en la cuenca, disponibles y seleccionadas en este estudio.

1.6 Principales aportes y comportamiento general del estuario.

Los principales aportes al estuario son las descargas fluviales, sedimentos, nutrientes y algunos compuestos provenientes de la actividad humana en la cuenca (herbicidas, metales pesados, etc.), sustancias cuyo origen, comportamiento en la masa de agua del estuario y efectos en la calidad de la misma difiere de unas a otras, y cuya dinámica no es

independiente entre sí. Además, la relación entre el aporte de sustancias y el aporte de agua dependerá del tipo de fuente contaminante, ya que para fuentes puntuales la concentración de soluto disminuye a medida que el caudal aumenta por efecto de la dilución. Sin embargo, en el caso de la contaminación difusa el soluto es arrastrado por la escorrentía, por lo que la concentración final en el cauce tiende a aumentar con el caudal.

En cada subcuenca definida en la zonificación hidrológica, (Fig. 1.3), se seleccionan como puntos de control aquellos con disponibilidad de datos de aforo y calidad de agua, y en el caso de existir más de uno, se selecciona el más cercano al punto de desagüe en el río Guadalquivir, con el fin de evaluar los aportes directos al cauce. De este modo se analizan:

- La *presa de Alcalá del Río*, en la cabecera del estuario, donde se evalúan los aportes desde la extensa cuenca vertiente aguas arriba, con un área de 47900 km².
- El *embalse El Gergal*, cuyas descargas al estuario suponen los aportes desde el río Rivera de Huelva al tramo alto del estuario por su margen derecha. Aguas arriba de este embalse, se sitúan el de Aracena, Zufre, La Minilla y Cala. Este punto recoge los aportes de una superficie de 1625 km² (la totalidad de la subcuenca tiene 1925 km²).
- El *embalse Torre del Águila*, regula los aportes desde el arroyo Salado al tramo bajo del estuario, aunque éstos son algo menores que los desembalses, ya que gran parte del agua desembalsada es utilizada para riego. Este embalse recoge los aportes de una superficie de 438 km², de los 875 km² que tiene la subcuenca.
- *Aznalcázar*, punto de control que engloba los aportes de una superficie de 875 km² al río Guadiamar (con una cuenca de 1816 km²), tributario del río Guadalquivir en su margen derecha, en el tramo bajo, ya en la zona de marismas, y regulado aguas arriba por el embalse El Agrio.
- *El Rocío y El Partido*, engloban los aportes 390 km² de la cuenca del arroyo Rocina, y de 270 km² del arroyo Partido, respectivamente que vierten al caño Madre de Las Marismas, en el margen derecho del bajo estuario. En esta subcuenca no existen embalses de regulación. Ambas estaciones de aforo dejaron de estar operativas en 1989, por lo que la no coincidencia del período de las series de aforo (1981-1989) con el de series de calidad de agua (1994-2008), imposibilita la estimación de las cargas contaminantes.
- *Puente Sifón*, punto que recoge los aportes fluviales del río Guadaira al tramo medio del estuario, y en el que no existe ningún tipo de regulación aguas arriba, por lo que los aportes se caracterizarán por un régimen natural. El área vertiente a este punto es de 1358 km², de los 1524 km² tiene la cuenca del río Guadaira. En este cauce se establece otro punto de control, en el Encauzamiento del río Guadaira, alcanzado por la onda de marea y en el que tanto su medida de caudal como los valores de las concentraciones registradas de cada componente se refieren a la mezcla entre los flujos mareales y fluviales, no pudiendo ser utilizados por tanto para caracterizar los aportes desde la

cuenca. Este punto se utilizará, no obstante, en el análisis de la variabilidad de la calidad de agua en el estuario.

- En la subcuenca 6, discurren el caño de Trebujena y el arroyo Lebrija, pero en esta zona no se dispone de datos de aforo.

Se dispone de información para el control de aportes en 6 de las 7 subcuencas vertientes definidas (quedando sin control la subcuenca del caño de Trebujena), y en las que existen extensas áreas agrícolas y urbanas que constituyen fuentes potenciales de vertidos contaminantes. Estas subcuencas y sus respectivos puntos de control quedan definidos como muestra la Fig. 1.8. Además se seleccionan 2 puntos de control en el cauce principal aguas abajo de la presa de Alcalá del Río, Puente del Patrocinio y La Señuela, donde no se dispone de datos de aforo, pero sí de calidad de agua, por lo que servirán para evaluar la influencia de los vertidos en la calidad de las aguas del estuario. En el anejo B, se muestra un resumen de estos puntos de control y otros que aparecerán en los capítulos siguientes.

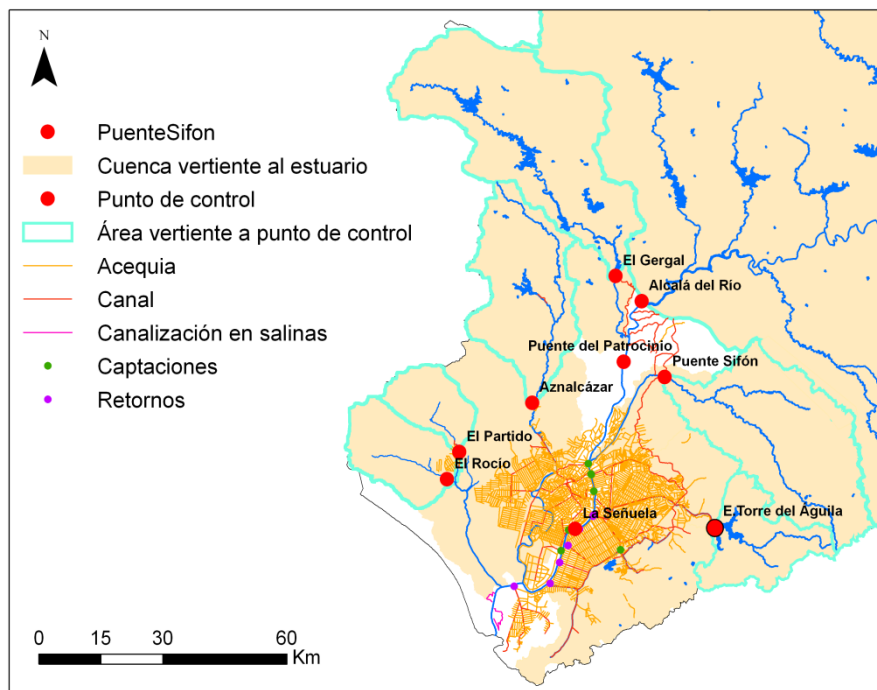


Figura 1. 8 Puntos de control de aportes al estuario y áreas vertientes, puntos de control de calidad de agua en el eje principal del estuario y red de distribución de canales para riego.

1.6.1 Descargas fluviales

Se definen como el volumen de agua dulce que recibe el estuario a lo largo del tiempo. Su importancia es doble, pues no solo permiten cuantificar la carga de los componentes analizados en los cauces vertientes, sino que, fundamentalmente, su dinámica determina la dominancia o no de las condiciones marinas o fluviales en la masa de agua del estuario (gradiente longitudinal de salinidad desde la boca del estuario hasta su cabecera, y su

variabilidad espacio-temporal). Para su estudio se adopta como variable el caudal medio diario (Qd) en los puntos de control.

Derivados de las tres características fundamentales de la cuenca mencionadas (variabilidad climática, gran regulación existente a lo largo de toda la red fluvial y carácter eminentemente agrícola de los usos de suelo), a la hora de comprender la variación espacio-temporal de los aportes de agua dulce al estuario y los procesos que afectan a su distribución, entran en juego:

- Las condiciones locales de las zonas vertientes, la variabilidad de la descarga de los ríos, según el patrón anual de lluvias y el comportamiento estacional de la cuenca, y la presencia de sustancias asociadas a esas descargas.
- Las condiciones hidrodinámicas del sistema, como son el flujo del río y la dinámica mareal y sus variaciones a escala diaria y estacional.
- Las condiciones atmosféricas en el estuario, como son la dirección y velocidad del viento en la desembocadura y llegada de borrascas desde el Atlántico.
- La presencia de presas, que regulan el caudal de los ríos de acuerdo a las necesidades establecidas de prevención y de almacenamiento, y que retienen a la vez en el agua almacenada los componentes presentes en los cauces (sedimentos y sustancias químicas), actuando como auténticos mezcladores, reactores y fuentes potenciales de liberación lenta de compuestos, particularmente aquellos asociadas a los sedimentos, que son re-suspendidos y transportados cuando las condiciones son favorables.

Se analizan los aportes fluviales durante 01/10/1981-30/09/2009, período para el que se dispone de registros históricos de calidad de agua de la red ICA. En la tabla 1.1 se indican los percentiles 99, 95, 90, 50 y 25 del Qd en cada uno de los puntos de control, según las curvas de frecuencia acumulada (anejo C). Las descargas extremas en la presa de Alcalá del Río, superan en al menos un orden de magnitud a las de los ríos Guadaira (puntos de control Puente Sifón y Encauzamiento del Guadaira), Rivera de Huelva (embalse El Gergal) y Guadiamar (Aznalcázar). En los arroyos El Partido (El Partido), La Rocina (El Rocío) y Salado (embalse Torre del Águila) los aportes son mínimos. En todos los casos, el 50% de los registros muestra valores de Qd muy bajos o nulos, muy inferiores a los valores máximos, tan sólo son significativas las descargas en la presa de Alcalá del Río, que por lo general suponen un 80% de los aportes totales al estuario. En el encauzamiento del río Guadaira, cuando se producen elevadas descargas en la presa de Alcalá del Río, el Qd supone 2 veces el medido aguas arriba, (en Puente Sifón) lo que indica la llegada de agua dulce/salada a este punto del cauce.

Tabla 1. 1 Percentiles del Qd en puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.

Embalse/Cauce	Punto de control	Percentil ($m^3 s^{-1}$)				
		p99	p95	p90	p50	p25
Embalse	Presa Alcalá del Río	967.85	228.96	94.61	24.72	11.35
	Embalse El Gergal	101.44	21.69	5.73	1.52	0.00
	Embalse Torre del Águila	15.00	2.30	1.74	0.00	0.00
Cauce fluvial	Aznalcázar	44.37	15.20	4.83	0.19	0.00
	El Rocío *	8.37	1.19	0.40	0.06	0.00
	El Partido*	0.86	0.28	0.12	0.00	0.00
	Puente Sifón	33.20	5.94	2.48	0.27	0.11
Cauce intermareal	Encauzamiento Guadaira	63.90	14.17	7.37	0.91	0.54

*Los percentiles han sido calculados con el período de datos disponible en cada caso.

La Fig. 1.9 presenta el caudal medio mensual (Qm) en la presa de Alcalá del Río y la precipitación media mensual (Pm) en la cuenca vertiente, calculada según datos de precipitación media diaria (Pd) en 490 estaciones meteorológicas seleccionadas (Fig. 1.5) para el período de estudio. Se observa la variabilidad estacional reflejada en el régimen de precipitación y en la dotación de caudal ambiental y de control durante los meses secos en torno al verano.

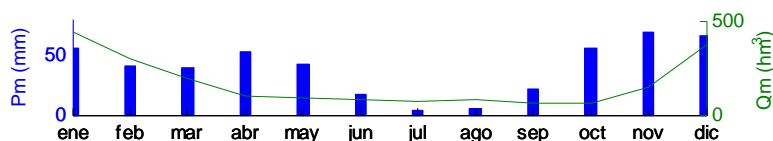


Figura 1. 9 Qm en la presa de Alcalá del Río y Pm en la cuenca vertiente, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.

En la Fig. 1.10 se presenta el Qm en cada punto de control, durante el período de estudio. Destaca el escaso caudal durante el período estival en los puntos de control en cauce (encauzamiento del río Guadaira, Aznalcázar, El Rocío y El Partido) por recoger éstos aportes directos de escorrentía sin laminar, (aunque en el encauzamiento del Guadaira sí se registra mayor caudal en verano debido al alcance de la onda de marea). Por otro lado, la dotación de caudal durante los meses secos en los puntos de control correspondientes a embalse varía en función del uso de éste. En el embalse Torre del Águila hay una mayor dotación de caudal durante el período estival para el abastecimiento de las necesidades de riego como uso principal. A diferencia, aguas arriba del embalse El Gergal existen un gran número de infraestructuras hidráulicas de regulación (Cala, La Minilla y Aracena) destinadas fundamentalmente a uso energético, por lo que la necesidad de mantener un cierto nivel, hace que los aportes que llegan al Gergal como último receptor sean menores.

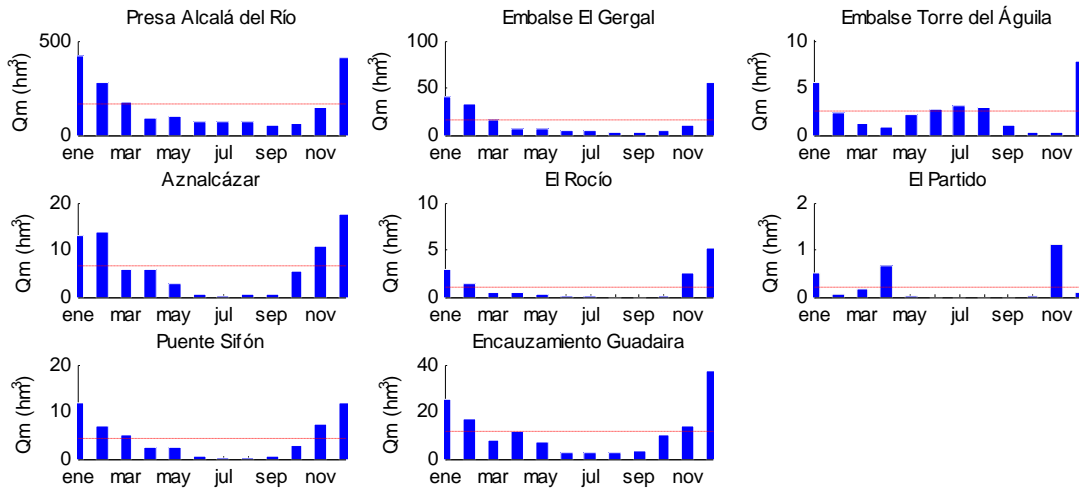


Figura 1. 10 Q_m en cada punto de control, junto con el valor medio, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.

Para analizar la dinámica de aportes fluviales a escala anual, en la Fig. 1.11 se presenta el caudal medio anual (Q_a) en la presa y la precipitación media anual (P_a) en la cuenca vertiente, para el período de estudio, con valores medios de 1970 hm^3 y 522 mm, respectivamente. Años más húmedos coinciden con mayor volumen de agua desembalsada y, de la misma forma, años más secos se corresponden con menor Q_a .

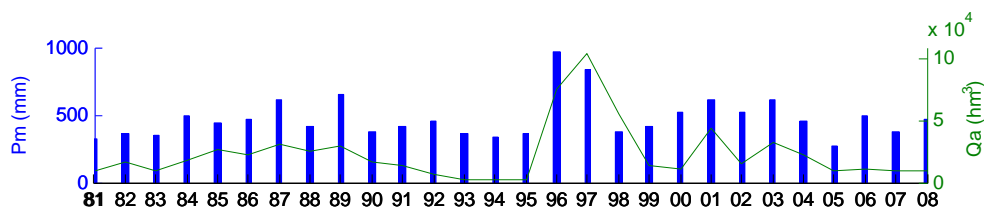


Figura 1. 11 Q_a en la presa de Alcalá del Río y P_a en la cuenca vertiente, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.

La Fig. 1.12 refleja la variación interanual del Q_a en los puntos de control durante el período de estudio. Se observa el efecto de la sequía ocurrida durante los primeros años de la década de los 90, cuya recuperación hacia 1996 con abundancia de precipitación, originó que en los años 1996-1998 se registraran los mayores valores de todo el período. Se alcanzan los 407 $\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$ en el encauzamiento del río Guadaira y 196 $\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$ en Aznalcázar. Los arroyos La Rocina y El Partido son cauces intermitentes que no superan los 35 y 5 $\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$, respectivamente. En Alcalá del Río y El Gergal se presentan las mayores diferencias interanuales, con un máximo de 8640 y 739 $\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$, respectivamente, ya que a las variaciones que provoca la mayor o menor ocurrencia de precipitación, se suman las derivadas de la gestión del embalse según la demanda de agua y estado de almacenamiento.

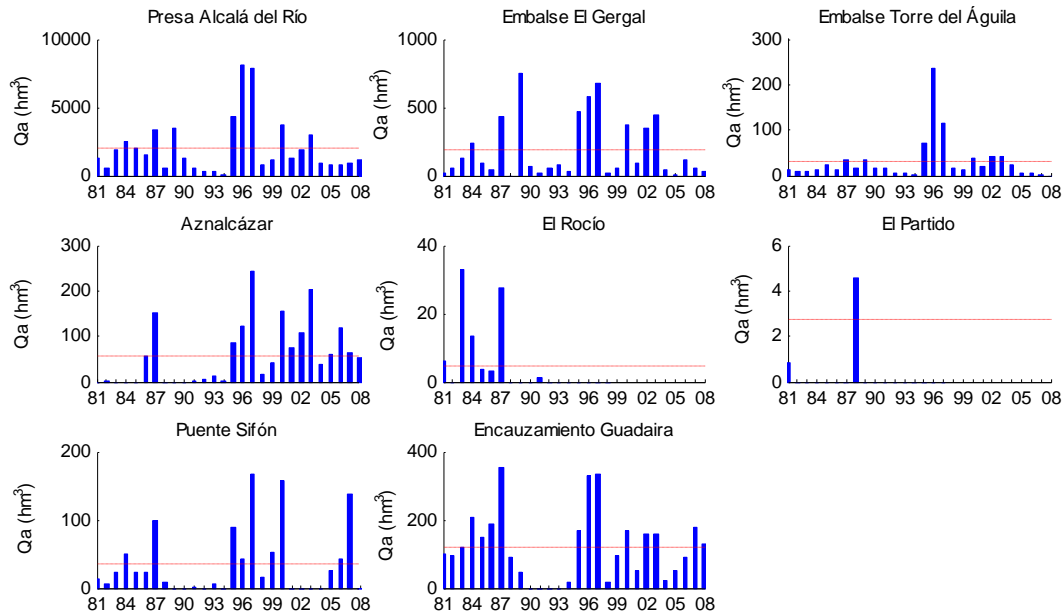


Figura 1. 12 Q_a en cada punto de control, para el período de estudio 01/10/81-30/09/09.

1.6.2 Nutrientes y sustancias tóxicas

En el caso de los nutrientes, los aportes a un estuario provienen fundamentalmente de los aportes de agua tanto dulce como salada; aunque, en algunas circunstancias, la entrada de nitrógeno atmosférica puede ser muy relevante también, en períodos húmedos por precipitación y en secos por partículas de aerosoles y gases (Whitall *et al.*, 2003; Scudlarka *et al.*, 2005; Ayars y Gao, 2007). Los ríos transportan una carga de materia soluble y particulada que proviene de la escorrentía superficial y flujos subsuperficial y subterráneo desde los suelos de sus cuencas vertientes, que se ve incrementada localmente en los puntos de la red fluvial donde se efectúan las descargas urbanas, brutas o depuradas, que contienen materia orgánica, formas nitrogenadas diversas, residuos de detergentes ricos en polifosfatos y contaminantes diversos. Así, históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido aumentando de forma paralela al incremento de poblaciones humanas en sus cuencas, como resultado tanto de las aguas residuales provenientes de los aportes humanos como de la de animales y al aumento de la aplicación de fertilizantes en las tierras de cultivo, con la consiguiente lixiviación al río (Cooper, 1995; Wei y Yang, 2010). Por otro lado, los flujos mareales también transportan nutrientes hacia tierra (Humborg *et al.*, 2003) aunque, cuando las cuencas vertientes están muy modificadas por la acción del hombre, generalmente por la agricultura, esta cantidad es, en comparación, menos significativa. Por tanto, en las zonas cercanas a la costa, la mayor fuente de nutrientes está dada por los ríos y normalmente en una relación inversa entre la concentración de los nutrientes y la salinidad (Loder y Reichard, 1981, Cifuentes *et al.*, 1990, Lebo *et al.*, 1994).

Las concentraciones de nutrientes, están afectadas por las reacciones químicas y biológicas que se llevan a cabo dentro del estuario, esencialmente por las transformaciones

bioquímicas que ocurren en los nutrientes al ser asimilados y liberados en el crecimiento y muerte del fitoplancton, así como por las reacciones químicas que sufren en el mismo medio. Por ello, el estuario es en sí un sistema muy activo biogeoquímicamente hablando, un reactor múltiple donde los procesos suceden a diferentes escalas pero siempre acoplados e interconectados entre sí, cuyo resultado genera los intercambios de energía, agua y nutrientes y, también, contaminantes a los ecosistemas litorales. Su dinámica condiciona, pues, la calidad del agua litoral y la propia calidad de las aguas en el estuario. Un estado de exceso de nutrientes en las aguas del estuario puede llevar a desequilibrios tróficos, a veces irreversibles, al tiempo que supone una amenaza potencial para la salud humana. La concentración de formas inorgánicas de nitrógeno y fósforo permite evaluar el grado de contaminación de origen agrícola y urbano. Estas variables de estado son usadas para estimar las cargas de nutrientes efectuadas desde las distintas subcuencas vertientes. En el caso del nitrógeno, la concentración de nitratos y nitritos es un buen indicador de origen agrícola de los aportes nitrogenados, mientras que la concentración de amonio y nitrógeno en forma orgánica permite trazar el origen urbano de estos aportes, ya que principalmente se incorporan a los cauces desde las redes de saneamiento. En el caso del fósforo, la concentración de fosfatos y fósforo total es indicadora del uso tanto de abonos como de detergentes, y se utiliza en combinación con las formas predominantes de nitrógeno para establecer la fuente predominante de nutrientes en problemas de eutrofización. Estas variables de estado no suelen medirse con frecuencia de forma automática en las estaciones de control de calidad de las aguas.

Del amplio abanico de sustancias tóxicas que pueden encontrarse en las aguas superficiales de un estuario que recoge aguas de una cuenca tan extensa y variada como la del río Guadalquivir, se hace aquí referencia a dos grupos de componentes por su relevancia, los metales pesados y los herbicidas. En el caso de los metales pesados, cabe señalar que el zinc es uno de los mayoritarios cuando el origen de los aportes es industrial o urbano. Por otro lado, del conjunto de herbicidas autorizados, usados y posteriormente prohibidos a lo largo de la historia agrícola de las subcuencas vertientes, se puede destacar la simazina, muy usada en olivar y prohibida por la Unión Europea desde 2002, que presenta niveles significativos en diversas masas de agua, y sus sustitutos, entre ellos la terbutilazina. Estos compuestos son tóxicos en niveles muy bajos, y su determinación requiere de técnicas muy precisas en laboratorio; por ello, no se dispone de series extensas en prácticamente ninguna estación de control, ni se cuenta con la concentración de todos ellos en todas las estaciones. Por otra parte, la estimación de sus cargas es muy sensible a la resolución y precisión de la medida de caudal disponible, ya que se encuentran en concentraciones muy bajas, del orden de $\mu\text{g L}^{-1}$.

La DMA ha supuesto un profundo cambio de los programas de control de calidad de las aguas, incorporando un nuevo enfoque integral y ecosistémico, con el objeto de establecer un marco para la protección de las masas de agua, para lograr la consecución y el mantenimiento del buen estado ecológico y químico. Para ello, fija los objetivos medioambientales a poner en práctica en los programas de medidas especificados en los

planes hidrológicos de cuenca. La directiva hace referencia a las aguas de transición y establece una relación de indicadores de los elementos de calidad físico-químicos para este tipo de masas (tabla 1.2). La recientemente aprobada propuesta del Plan Hidrológico del Guadalquivir (PHG) (2010) identifica valores umbral para algunos de los indicadores establecidos por la DMA, considerando su grado de interacción fluvio-mareal (tabla 1.3).

Tabla 1. 2 Indicadores para la evaluación de los elementos de calidad de indicadores físico-químicos de las aguas de transición

Elementos de calidad		Indicador
Condiciones generales	Transparencia	Sólidos en suspensión, turbidez, profundidad disco de Secchi
	Térmicas	Temperatura del agua
	Oxigenación	Oxígeno disuelto, tasa de saturación del oxígeno
	Salinidad	Salinidad UPS, Conductividad eléctrica
	Nutrientes	Amonio Nitrógeno total Nitratos + nitritos Fósforo total Fósforo reactivo soluble.
Contaminantes específicos no sintéticos vertidos en cantidades significativas	Contaminantes no sintéticos del anexo II del Reglamento del Dominio Público Hidráulico y sustancias no sintéticas de la Lista II contenidas en la disposición adicional novena de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas para los que no existan normas europeas de calidad.	
Contaminantes específicos sintéticos vertidos en cantidades significativas	Contaminantes sintéticos del anexo II del Reglamento del Dominio Público Hidráulico y sustancias sintéticas de la Lista II contenidas en la disposición adicional novena de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas para los que no existan normas europeas de calidad.	

Tabla 1. 3 Umbrales provisionales para los elementos de calidad físico-químicos: Condiciones generales para estuario atlántico mesomareal con descargas irregulares de ríos.

Parámetros	Bueno/Moderado	Muy bueno/Bueno
Temperatura	$29.7 < t < 7.4$	$29.6 < t < 7.5$
Salinidad	37.25 UPS	37 UPS
Tasa saturación O ₂	$60\% < \text{Tasa saturación O}_2 < 120\%$	$70\% < \text{Tasa saturación O}_2 < 110\%$
Nitratos	25 mg L ⁻¹	23 mg L ⁻¹
Amonio	1 mg L ⁻¹	0.9 mg L ⁻¹
Nitritos	1 mg L ⁻¹	0.9 mg L ⁻¹
Fósforo total	0.2-0.4*	-

*Tramos piscícolas

El límite entre las clases de estado *bueno* y *moderado* para los contaminantes específicos coincidirá con las normas de calidad ambiental establecidas, en este caso las definidas por la Directiva 2008/105/CE de sustancias prioritarias (Unión Europea, 2008). Esta directiva no incluye algunos contaminantes, por lo que en la propuesta del PHG se adoptan los valores umbrales establecidos en la Disposición Adicional IX a la Ley de Costas y la Orden del 14 de Febrero de 1997 de por la que se clasifican las aguas litorales y se establecen objetivos de calidad (BOJA nº 27 de 04/03/1997) (tabla 1.4).

Tabla 1. 4 Contaminantes específicos evaluados

Sustancia	Ad IX NCA (mg L ⁻¹)	Ad IX NCA (mg L ⁻¹)	Orden. Limitadas (mg L ⁻¹)	Orden. Normales (mg L ⁻¹)
Arsénico	0.025	0.0375	0.05	0.025
Cobre	0.025	0.0375	0.04	0.02
Cromo VI	0.005	0.0075	0.006	0.004
Zinc	0.06	0.09	0.08	0.06
Cianuros			0.01	0.005
Fluoruros			1.7	1.7
Aceites y grasas			5	3
Fenoles			0.05	0.03

En España, el programa de control de calidad de aguas según la DMA se lleva a cabo a través de la adaptación de la red ICA. En el anejo D se muestra la evolución de los parámetros de calidad mencionados, en los puntos de control de las subcuencas vertientes, a partir de medidas de esta red. Según estos aportes y su dinámica, la calidad de las aguas del estuario va a mostrar un estado físico-químico más o menos favorable. En la Fig 1.13 se compara el grado de afección de las aguas del estuario respecto al umbral definido en el PGH, en 3 puntos de control establecidos en el eje principal (presa de Alcalá del Río, puente del Patrocinio y la Señuela) (Fig. 1.8), según el porcentaje de muestras que al año superan el umbral definido por la normativa durante los años hidrológicos 1981/82-2008/09. En los años lluviosos, la concentración de nitratos está por encima del umbral en un 40-50% de los casos en las estaciones Alcalá del Río y La Señuela, por la presencia de extensas áreas agrícolas directamente aguas arriba. Lo mismo ocurre con el amonio y fósforo total, aunque en este caso el umbral se supera con mayor frecuencia en Puente del Patrocinio, posiblemente debido a aportes de aguas residuales desde núcleos urbanos en la zona del Aljarafe, que hasta 2008 no tuvieron una correcta depuración, al igual que ocurre con otras poblaciones en las cuencas del río Guadaira y arroyo Salado. La disponibilidad de datos de concentración de zinc para todo el periodo de estudio en Alcalá del Río y en La Señuela permite contrastar la mejora de la red de saneamiento y depuración en la cuenca, dado el drástico descenso de este parámetro en ambas estaciones. En cuanto a los herbicidas, tan sólo se dispone de datos en la presa de Alcalá del Río para el periodo 2001-2008, donde la mayoría de los años más del 60-80% de las medidas superan la concentración umbral, lo que evidencia una afección significativa.

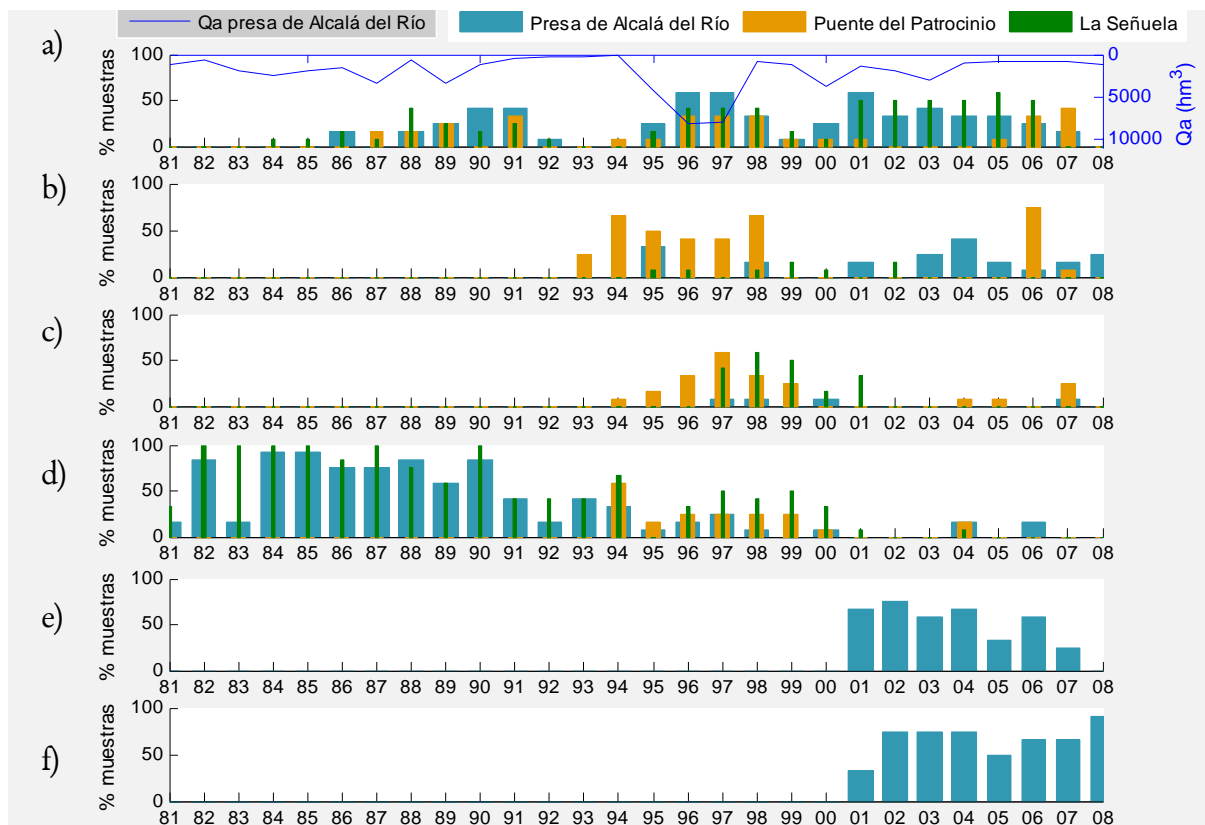


Figura 1. 13 Q_a en la presa y porcentaje de medidas en el año que superan el valor umbral de la concentración de nitrato (a), amonio (b) fósforo total (c), zinc (d), simazina (e) y terbutilazina (f) establecido por la normativa, para el período de estudio 1981/82-2008/09.

1.6.3 Sólidos en suspensión y salinidad

Las posibles fuentes de sólidos en suspensión (ss) en las aguas del estuario son a) las cuencas vertientes al estuario, b) el lecho y las márgenes de los tramos del propio estuario en función de las características de transporte del flujo de agua en cada estado, y c) la zona exterior de la plataforma continental. En la cuenca del Guadalquivir, se dan ciertos factores intrínsecos que hacen que el problema de la erosión sea consustancial con las cuencas agrícolas mediterráneas y que determinan la dinámica de aporte de sedimentos al estuario. Por un lado, las zonas agrícolas son sometidas con frecuencia a actividades de laboreo que favorecen los fenómenos de erosión (fuertes pendientes y escasas coberturas del suelo) (Bechmann *et al.*, 2009; Durán-Zuazo *et al.*, 2011). Por otro, la alternancia de períodos de sequía con lluvias de gran intensidad en un corto período de tiempo genera un importante volumen de agua de escorrentía con capacidad de transporte, que supone uno de los principales factores de degradación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Arhonditsis *et al.*, 2000; European Environment Agency, 2006; Georgios *et al.*, 2006; Candela *et al.*, 2007). Por ello, los aportes desde la primera de las fuentes mencionadas son, en este caso, muy significativos en períodos de intensas avenidas, aunque también son importantes en ciertos tramos los aportes desde el propio lecho, como se pondrá de manifiesto en el capítulo 4.

La carga de sedimentos en un punto de la red fluvial está en general formada por acarreo de materiales sobre el lecho del cauce y material de tamaño fino que se transporta en suspensión. La mayor parte de la información disponible en las redes fluviales está referida a concentración de sólidos en suspensión (*SSC*); en este caso, constituyen la mayor parte de los aportes de sedimentos al estuario desde las cuencas vertientes. En otros casos, la información sobre los niveles de *ss* en la red fluvial y su variabilidad se obtiene de forma indirecta a partir de la medida de la turbidez (*Turb*) de la masa de agua. Esta variable de estado se refiere a las propiedades ópticas del fluido para absorber, reflejar y refractar la luz incidente, y por razones obvias está relacionada con el contenido total de material sólido en la masa de agua. En aguas con altas cargas de *ss*, son los niveles de éstos los responsables en mayor fracción (superior al 95%) de la variabilidad de los registros de *Turb*. Los sedimentos aportados por las descargas fluviales contienen sustancias como sales, nutrientes y fitosanitarios (en el caso de suelos cultivados) o tóxicos (en el caso de suelos contaminados), que constituyen fuentes potenciales de estas sustancias en las aguas receptoras una vez depositados. Asimismo, disminuyen el grado de penetración de la radiación solar en la columna de agua, alteran la temperatura de la mezcla agua-sedimentos y disminuyen los niveles de oxígeno disuelto en el agua. Todo ello altera las condiciones ecológicas relacionadas con el medio físico, limitando el crecimiento del fitoplacton, enterrando o erosionando zonas de anidamiento o puesta de huevos y modificando en general las condiciones hidrodinámicas del flujo de agua a diferentes escalas espacio-temporales. Por otro lado, elevadas *SSC* causan problemas de operación en las instalaciones de acuicultura existentes.

La concentración total de sales disueltas o salinidad (*Sal*) es un indicador del grado de alteración global de la composición química de una masa de agua, y una variable de estado que describe su calidad. Usualmente, esta variable se estima a partir de medidas de la conductividad eléctrica (*EC*) del agua, que se relaciona directa y linealmente (en los intervalos frecuentes) con ella, ya que las sales presentan un buen comportamiento como material conductor. La *EC*, que varía en función de la temperatura (por lo que se toman medidas de *EC* ATC, que incorporan la corrección del efecto de la temperatura), está estrechamente ligada a la concentración de sustancias disueltas en el medio acuoso y a su naturaleza. Las sales minerales son, en general, buenas conductoras, pero las materias orgánicas y coloidales tienen escasa *EC*, por lo tanto, esta medida no da una idea de los vertidos residuales urbanos, pero sí de los aportes desde áreas agrícolas. El control de los niveles de salinidad en el estuario es importante, en cuanto a la utilización del agua para el riego del arrozal, y por otro lado, su evaluación en el cauce a varias distancias de la boca del estuario da una idea del grado de dominancia del flujo mareal o del fluvial.

La Fig 1.14 presenta, durante los años hidrológicos 1981/82-2008/09, el porcentaje de muestras según los datos de la red ICA, que superan cada año el umbral de *SSC* para el que se considera *turbidez alta* (este umbral se define más adelante en el capítulo 4) y el de *EC* establecido por la normativa. En las estaciones Alcalá del Río y Puente del Patrocinio se

detecta elevada turbidez en escasas ocasiones. Sin embargo, en La Señuela existen algunos años en los que el 40-50% de las medidas constatan elevados valores de SSC. Además, la salinidad en este punto de control supera la mayoría de las veces el valor umbral, especialmente durante los años 1981-1994, más secos que los siguientes.

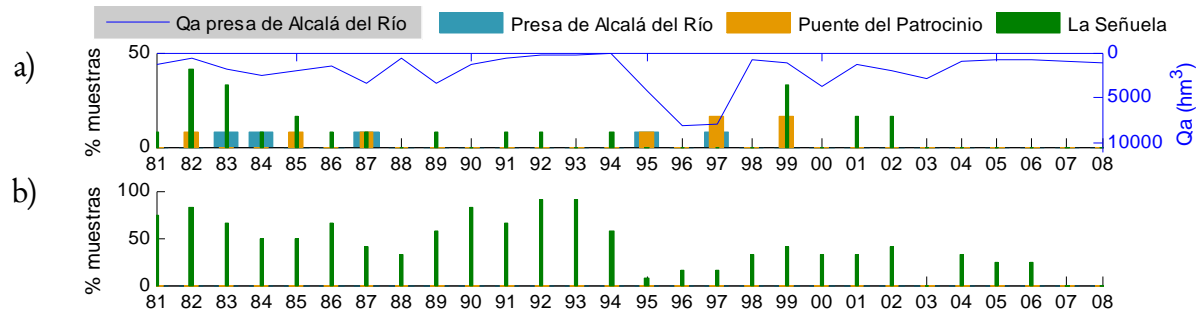


Figura 1. 14 Qa en la presa y porcentaje de medidas en el año que supera el valor umbral de SSC considerado como “turbidez alta”(a) y el de EC establecido por la normativa (b).

Aunque, en comparación, son escasos los episodios de elevada turbidez y salinidad, representan una enorme problemática, porque en ocasiones perduran durante varios meses, y porque su elevada magnitud dificulta los diversos usos actuales. De este modo, se ha llegado a imposibilitar, por ejemplo, el riego de zonas de cultivo en el estuario, como son los arrozales o a causar problemas de operación en las instalaciones de acuicultura existentes. Además, cuando las condiciones de transporte en el estuario no permiten mantener en suspensión las elevadas cargas existentes, los depósitos que se generan en las márgenes y en el lecho del cauce principal disminuyen la sección útil con consecuencias en los intercambios de agua dulce y agua marina, en los flujos biogeoquímicos y en su evolución en el estuario y la dinámica del ecosistema. El grado de magnitud de esos sucesos extremos de turbidez y salinidad se puede observar en la Fig 1.15 que presenta, durante el período 1981/82-2008/09, la evolución de la SSC y EC según medidas de la red ICA en los 3 puntos de control situados a lo largo del eje principal del estuario (Fig. 1.8) y la descarga en la presa de Alcalá del Río. En La Señuela se registra la mayor y más persistente turbidez. Además, este tramo es más sensible a cambios de salinidad por efecto de descargas desde la presa, como refleja el aumento de la EC en los meses de verano y su disminución drástica a partir de 1995. Precisamente es en este tramo donde tienen lugar algunas captaciones de agua para el riego de los arrozales, así como retornos (Fig. 1.8).

En el anejo D se cuantifica el orden de magnitud de los aportes de sedimentos desde las cuencas vertientes, concluyendo la importancia de los aportes de ss desde la presa de Alcalá del Río. Ello servirá para identificar su papel en los episodios extremos de turbidez ocurridos en el estuario.

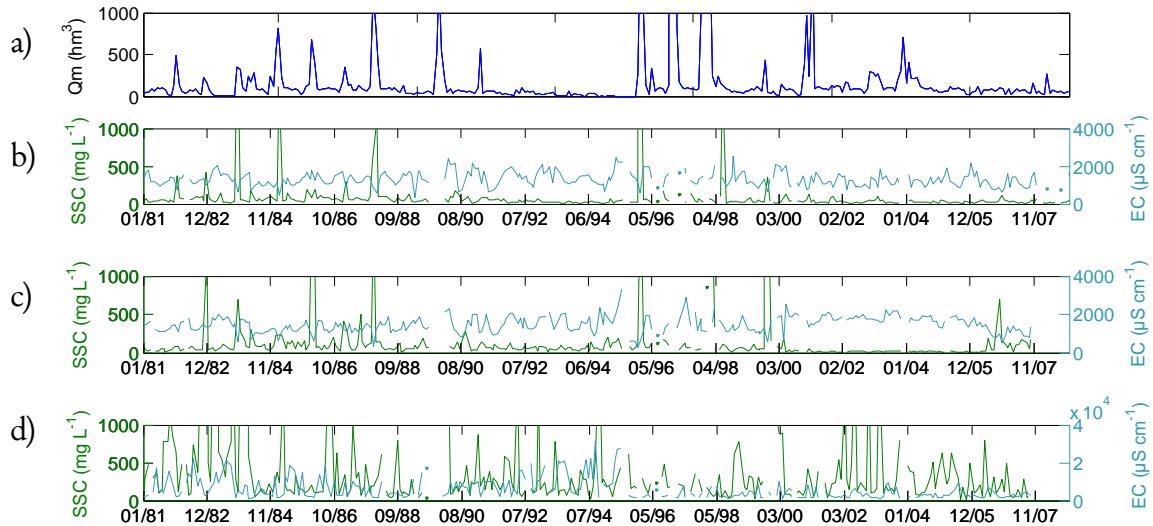


Figura 1. 15 Q_m en la presa de Alcalá del Río (a), EC y SSC , mostrando los valores $< 1000 \text{ mg L}^{-1}$ en las estaciones A (b) y B (c), y 200 mg L^{-1} en la estación C (d).

1.7 Modificaciones en el estuario que inciden en la dinámica de transporte

En el capítulo *Dinámica mareal* (Díez-Minguito *et al.*, 2010) del informe técnico *Propuesta metodológica para diagnosticar y pronosticar las consecuencias de las actuaciones humanas en el estuario del Guadalquivir*, realizado en el marco del proyecto en el que se lleva a cabo este trabajo, se detallan los cambios causados en la dinámica del estuario por diversas modificaciones en el eje del Guadalquivir en el estuario. A continuación se resumen los principales resultados y conclusiones del mismo.

Desde mediados del siglo XVII, para mejorar la navegabilidad en el río Guadalquivir se viene modificando el cauce principal ejecutando cortas, rectificaciones de curvas y profundización del cauce. Con las actuaciones de finales del siglo pasado, la profundidad media del canal de navegación en el tramo medio del estuario pasó de 4 a 6 metros, profundidad que se mantiene mediante dragados periódicos. Los principales efectos hidráulicos de esta actividad son el mantenimiento e incluso aumento de la amplitud de la marea hacia aguas arriba del estuario (con respecto a la amplitud en la desembocadura), al tiempo que facilita la descarga de los caudales de avenida reduciendo el área de las zonas inundables y su frecuencia temporal. Por otra parte, desde mediados del siglo pasado, se han reducido los llanos mareales en más de un 85% para destinarlos a fines agrícolas y ganaderos y al Espacio Natural Doñana, o por el vertido en las márgenes del material procedente del dragado.

La onda de marea al propagarse por el interior del estuario se asomera por el efecto de la convergencia del cauce, disipa energía por fricción y se refleja en cambios de sección y en la

presa de Alcalá del Río. En el tramo bajo del estuario, (primeros 15 km, aproximadamente) el efecto de la fricción supera al asomeramiento reduciendo la carrera de marea (estuario hiposincrónico), de forma más significativa en vivas (25%) que en muertas (<5%) con respecto a la amplitud en mar abierto. En el tercio medio del estuario la fricción y el asomeramiento (convergencia) están sensiblemente en equilibrio y la amplitud no cambia sustancialmente. En el tercio alto del estuario, la onda de marea alcanza con suficiente energía la presa de Alcalá del Río donde se refleja incrementando su amplitud (estuario hipersincrónico) (Díez-Minguito *et al.*, 2012). El resultado es la reducción de las diferencias en amplitud entre mareas vivas y muertas en ese tramo del estuario.

Las corrientes de llenante son mayores que las de vaciante (el dominio de la llenante es una característica de los estuarios con poca superficie de llanos mareales y marismas), favoreciendo la colmatación del estuario y la baja tasa de renovación de las aguas. Las sobremareas tienen un nodo aproximadamente en el km 60 y generan corrientes residuales del orden de $1-5 \text{ cm s}^{-1}$, del mismo orden que las corrientes de Stokes, de densidad, onda de Ekman y circulación fluvial en regímenes de aguas bajas. La distribución espacio temporal de este sistema de corrientes residuales desempeña un papel relevante en la tasa de renovación de las aguas en el estuario y en la distribución espacial de sedimentos, especialmente los máximos de turbidez y su persistencia.

En los últimos años ha aumentado la demanda de transformación del estuario para mejorar las condiciones de los diversos usos económicos y ambientales del mismo. A finales del siglo pasado, la Autoridad Portuaria de Sevilla presentó un proyecto para profundizar el canal de navegación; el sector arrocero proyecta atender las necesidades de agua dulce mediante la mejora del sistema de bombeo, la construcción de cinco balsas de almacenamiento y una nueva conducción para el suministro; el proyecto Doñana 2005 propone dismantelar el muro del río, construido en el último tercio del siglo pasado para separar algunas zonas del Espacio Natural de la circulación fluvial y mareal; la mayoría de las poblaciones ubicadas en el estuario están creciendo y han ampliado su trama urbana, y sus necesidades demandan suelo para infraestructuras de servicios y comunicaciones.

1.8 Conclusiones

La cuenca del río Guadalquivir es una cuenca muy modificada cuyas aguas superficiales y de transición en la zona del estuario reflejan las actividades predominantes y la vulnerabilidad de su estado frente a los aportes recibidos por los cauces en general. Este capítulo pone de manifiesto esta situación y la evolución que ha experimentado con los años. Las actividades humanas han ido colonizando y compartimentando el estuario a lo largo de la historia para acoger, entre otros usos, la agricultura intensiva bajo invernadero y el cultivo de arroz, la navegación comercial, pesquera y de recreo, las pesquerías y la acuicultura, las salinas, los

desarrollos urbanos y sus infraestructuras, y una amplia red de carreteras y caminos, canales de riego y desagües a ambos lados del canal principal del estuario.

Las extensas áreas agrícolas y urbanas con depuración deficiente han generado importantes cantidades de vertidos de nutrientes y otras sustancias (metales pesados y herbicidas). Según la estimación realizada en el anejo A, las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario (río Guadaira, arroyo Salado y caño de Trebujena), generan los mayores aportes teóricos anuales de nutrientes en términos relativos, alrededor de 80-100 kg N ha⁻¹ y 20-30 kg P ha⁻¹, aunque en términos absolutos la subcuenca aguas arriba del estuario, genera mayores cargas por su extensión. Los aportes de la margen derecha (caño Madre de las Marismas y río Guadiamar) se reducen aproximadamente a un tercio de los del margen izquierdo, con alrededor de 20-50 kg N ha⁻¹ y 5-10 kg P ha⁻¹. Respecto a los aportes de origen urbano, los aportes de nutrientes son menores, pero sí son significativas las cargas de sólidos en suspensión, cloruros y metales pesados. A este respecto, las subcuencas de la margen izquierda generan 26-46 kg ss ha⁻¹, 2-7 kg cloruros ha⁻¹, y en lo que concierne a los metales pesados referidos en la propuesta del PHC (tabla 1.4), 6-26 g Cr ha⁻¹, 33 g Cu ha⁻¹ y 7-27 g Zn ha⁻¹. Además, los núcleos cercanos a la zona de la vega del tramo alto del estuario también generan importantes aportes, 177 kg ss ha⁻¹, 37 kg cloruros ha⁻¹, 173 g Cr ha⁻¹, 137 g Cu ha⁻¹ y 145 g Zn ha⁻¹. Los resultados coinciden con otros estudios realizados en la cuenca (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2010) que clasifican la mayoría de las masas de agua vertientes a la margen izquierda del estuario como en *mal estado* y gran parte de las de la margen derecha como en *estado deficiente* o *moderado*.

El efecto de estos aportes se puede constatar en la calidad del agua en algunos de los puntos de control en las subcuencas vertientes. En el área más conflictiva, la margen izquierda del estuario, tan sólo en el río Guadaira se puede contrastar el efecto de los vertidos con medidas reales, ya que en el arroyo Salado las series de calidad de aguas son algo incompletas, y en el caño de Trebujena no se dispone de datos. Así la subcuenca del río Guadaira y la vertiente a la presa de Alcalá son las más problemáticas en cuanto a los niveles de nitratos (con frecuencia de 30-50 mg L⁻¹) y la primera también presenta elevados niveles de amonio (30-40 mg L⁻¹). En cuanto al P, la cuenca del Guadaira es también la que presenta mayores concentraciones, junto con la del Caño Madre de las Marismas, con concentraciones de P total de hasta 5 mg L⁻¹. Respecto a los metales pesados, se encuentran mayores concentraciones en las subcuencas de los ríos Guadaira y Guadiamar. Éste último, aunque en el análisis de vertidos teóricos realizado (anejo A) no se encuentra entre las zonas más conflictivas, debe su afección al vertido de la mina de Aznalcóllar, ya que tras éste aumenta la concentración de metales pesados en el punto de control.

La dinámica de la concentración de nitratos y nitritos en los puntos de control refleja los períodos secos y húmedos a lo largo de cada año. Durante el período de estudio, ambos parámetros experimentan un aumento, especialmente a partir del año 1996, cuando se supera la época de sequía anterior a esta fecha. En la mayoría de los puntos de control, los

mayores aportes de amonio corresponden a otoño-invierno. Los aportes de zinc desde la subcuenca vertiente aguas arriba del estuario han experimentado un notable descenso, consecuencia de la mejora en la depuración de aguas residuales desde 1981. La dinámica de los herbicidas simazina y terbutilazina en los puntos de control muestra una gran similitud a escala mensual, detectándose mayores concentraciones y aportes medios durante los meses de lluvia para ambos compuestos analizados, por arrastre de éstos desde los campos de cultivo a través del agua de escorrentía.

Según las medidas de calidad de agua disponibles, el vertido de nutrientes, metales pesados y herbicidas sólo supone la superación de umbrales permitidos en el agua del estuario según el PHC en ocasiones puntuales y no permanentes, por la dilución en el propio cauce principal con el flujo de agua que viene de la presa de Alcalá del Río y en el tramo final en contacto con el agua del mar. Por ello, sólo con cargas elevadas, como sucede cuando desde la presa de Alcalá del Río se efectúan descargas con elevadas concentraciones, se alcanzan mayores niveles en el estuario (esto sucede en el caso de vertidos desde la presa de Alcalá, donde se constatan elevadas concentraciones de nitratos). Sin embargo, aunque en comparación son escasos los episodios de elevada turbidez y salinidad, representan una enorme problemática ya que en ocasiones perduran durante varios meses. Además, su elevada magnitud dificulta los diversos usos actuales, llegando a imposibilitar el riego de los arrozales o causando problemas de operación en las instalaciones de acuicultura.

El carácter del estuario actual está muy modificado con respecto a su trayectoria natural sin intervención. Los capítulos siguientes se dedicarán a analizar la dinámica de aportes desde las cuencas vertientes al estuario y su relación con las variables climáticas y de gestión actuales. Pero no debe olvidarse que los aportes fluviales registrados son la consecuencia directa de la gestión efectuada aguas arriba del estuario en todas sus subcuencas de influencia, tanto de usos del suelo como de regulación, y no deben de entenderse como la dinámica de aportes natural o recomendada ni siquiera para la gestión actual.

1.9 Objetivos

El objetivo general del trabajo propuesto es estimar los aportes fluviales desde las cuencas vertientes al estuario del Guadalquivir y sus efectos sobre la dinámica de la calidad del agua en el mismo, con identificación de las escalas a las que son influyentes. Para ello se desarrollan los siguientes objetivos específicos, que se corresponden con los capítulos 2-6 presentados en este trabajo:

- *Análisis de la frecuencia de medida y dominio espacial requerido para caracterizar los eventos de turbidez y salinidad en el estuario.*
 - Asimilación de datos de calidad de agua en el estuario procedentes de las redes disponibles, con diferente frecuencia de medida y número de puntos de muestreo (diferente escala espacio-temporal) a lo largo del cauce principal.

- Identificar las principales dificultades y necesidades existentes en la caracterización de la dinámica de variables que definen la calidad de agua en estuarios: turbidez y salinidad.
- Definición de episodios históricos extremos con influencia en la calidad y cualidad (dulce/salada) de las aguas del estuario y búsqueda de los agentes forzadores.
- Enfoque hacia el diseño de redes de monitorización en estuarios.
- *Evaluar la influencia de los cambios de uso de suelo y regulación en la cuenca en los aportes fluviales al estuario.*
 - Caracterización de la evolución en el tiempo de los usos de suelo en la totalidad de la cuenca hidrográfica del Guadalquivir, especialmente en el área vertiente a la cabeza del estuario desde 1956 a 2007.
 - Evolución de la capacidad de almacenamiento en embalses en la cuenca desde los años 30 debida a los cambios de uso de suelo.
 - Influencia de los usos de suelo en la cuenca en la generación de aportes contaminantes de diferente origen (nitratos y sólidos en suspensión) según medidas a lo largo del cauce principal.
 - Efecto de la regulación en la llegada de aportes contaminantes al estuario.
 - Cuantificación de los cambios hidrológicos asociados a la alteración del régimen de descargas en el eje principal del río Guadalquivir hasta la cabecera del estuario desde los años 30, diferenciando las variaciones debidas a forzamiento atmosférico y humano y el efecto de éstas en la calidad del agua del estuario.
- *Estudio de la dinámica de sólidos en suspensión en el estuario a partir de registros históricos disponibles desde los años 80 en condiciones normales y en condiciones de avenida.*
 - Análisis y selección de puntos de control en el estuario.
 - Caracterización de la evolución histórica de la concentración de sólidos en suspensión y conductividad eléctrica en el estuario.
 - Determinación de la frecuencia relativa de sucesos extremos y relación descarga-turbidez para definir el umbral de descarga generador de turbidez extrema en cada tramo del estuario.
 - Análisis del tamaño de los sólidos en suspensión en cada tramo y su relación con la eficiencia de atrape.
 - Escenarios desencadenantes y amplificadores de turbidez y su permanencia en el tiempo (borrasca en la cuenca media-alta del Guadalquivir y temporal en la costa).
- *Modelado de los aportes difusos al río Guadalquivir desde las cuencas vertientes y su variabilidad interanual, y validación con datos de calidad de agua disponibles.*

- Aplicación en la cuenca del Guadalquivir de un modelo simplificado de aportes difusos (Munafo *et al.*, 2005) y validación con datos de calidad de agua medidos en puntos de desagüe de subcuencas vertientes.
- Incorporación en el modelo de la variabilidad temporal de la lluvia a escala intra e interanual y validación del nuevo modelo con datos de calidad de agua medidos en puntos de control de las subcuencas vertientes.
- *Modelado distribuido de los aportes generados en una cuenca agrícola, vertiente al estuario, y calibración y validación de los resultados del modelo a partir de datos de calidad de agua disponibles.*
 - Implementación de un modelo distribuido de aportes generados en la cuenca del río Guadaira vertiente al estuario.
 - Calibración y validación de los resultados del modelo de cuenca con datos de calidad de agua medidos un punto de control definido en la subcuenca del río Guadaira.

Capítulo 2: Measurement frequency and sampling spatial domains required to characterize turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary.

Este capítulo ha sido publicado íntegramente en la revista Natural Hazards Earth System Science: Contreras, E., Polo, M.J. 2012. Measurement frequency and sampling spatial domains required to characterize turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary (Spain). Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 12, 2581–2589. www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/12/2581/2012/

Abstract

Estuaries are complex systems in which long water quality data series are not always available at the proper scale. Data proceeding from several water quality networks, with different measuring frequencies (monthly, weekly and 15 min) and different numbers of sampling points, were compared throughout the main channel of the Guadalquivir estuary. Higher frequency of turbidity sampling in the upper estuary is required. In the lower estuary, sampling points help to find out the ETM, and higher frequency sampling of EC is required because of the effect of the tidal and river components. This could be a feedback for the implementation of monitoring networks in estuaries.

2.1 Introduction

Water quality monitoring should provide information not only to identify situations corresponding to states of deterioration, but also to permit the study of other aspects, such as their origin, persistence, extreme and base values, etc. All this should be done with a geographical localization and measuring frequency (i.e. at a spatial-time scale) that allow the modelling of inputs from agricultural, urban and industrial areas. They should therefore be designed by addressing the system that is desired to characterize: its morphology, dominating processes and significant scales.

Estuaries are complex aquatic systems in which river and sea dynamics interact, generating some special conditions, which evolve in space and time with different scales (Bramato *et al.*, 2010). On one hand, at a geological scale, the time sequence of large floods and their associated sediments determine the morphology and trend of the estuary.

On the other, at a significant rain event scale, floods generate local modifications of the hydrodynamic conditions in the estuary, and, consequently, re-suspension from the bed, local erosion of bed and margins, and deposits of new sediments dragged along by the flood occur throughout the whole estuary. A third aspect is the interaction of river and sea water, which continuously varies throughout the estuary with each tidal cycle, neap and spring tides, and which is drastically altered during brief periods associated with the occurrence of river floods. This determines the magnitude of the spatial-time gradients of salinity and, indirectly, of water density and suspended sediments. Finally, the sediment, nutrient and toxic compound inputs from the basins flowing into the estuary reflect the land uses in those areas and the transformation and transport processes. These inputs result in a regime of state variables, indicators of the water quality and its ecological state, influenced by the meteorological, fluvial, tidal and coastal processes cited. It is therefore necessary to outline the different scales at which each of them happens in order to understand their disparity/matching and the trends in the dynamics of the system. This fact is accentuated when anthropogenic modifications come into play, which is the case of the intensive regulation per reservoir in the drainage area, whose discharges can vary depending on the inputs, rainfall, demands and other factors. For those reasons, estuaries are a clear example of the importance of designing measurements and sampling oriented towards capturing all their significant spatial-time variability when finding out how they work, what their state is and how they evolve.

Salinity and turbidity are two key state variables for understanding the dynamics of an estuary. Their spatial-time variability is related to the significant scales of the governing processes and to the geometry of the estuary. In the time context, the values of the two state variables evolve during the tidal cycle and respond to the sequence of live and neap tides and annual cycles and, likewise, occasionally to fluvial discharges (Hardisty, 2007). During the flood tide (rise in sea level during the tidal cycle), the estuary tends to become filled upstream with sediments brought in from the sea or from the river. At the same time, the depth of the shallow waters and the increase in friction affect the volume of the tidal prism and response, so that the currents diminish. However, during the ebb tide (lowering of the sea level during the tidal cycle), the estuary tends to empty the sediments, increasing the depth of the water and altering its response towards the flood dominance (Dyer, 1997). Analogously, in the spatial context, those values vary (in addition to with the depth) along and across the estuary. Thus, in an estuary, one or several areas where estuarine turbidity maxima (ETM) are produced can be localized, and they move up or down them cyclically. These maximum turbidity points signify the areas where the entry of the tidal flow is significantly reduced, and the sediments dragged along by it and those transported by the freshwater flow meet up, and remain in suspension in areas of very low or null net velocity, slowly decanting. They are therefore usually located in the medium-low stretches of the estuary, depending on its length and on the tidal dynamics. Also, since salinity favours flocculation of the sediments, the latter tend to decant with a greater ease

in the areas dominated by the tides; in partly or well mixed estuaries, the area with the highest turbidity (ETM) is reached in low salinity zones. In any section inside the estuary, salinity slightly varies with its depth and breadth, although in certain phases of the tidal cycle (these are more marked close to the river mouth), longitudinal saline stretches can be produced, and variations in the longitudinal and vertical distribution, which mainly depend on the hydraulic regime of the river, can be noted. Increments in the river flow usually increase its stratification and likewise cause the suppression of the turbulent mixture due to the density stratification downstream of the salt wedge, which amplifies the capture efficiency for a range of settling velocities of the fastest particles (Geyer *et al.*, 1998). According to Sanford (2001), particle settling velocity depends on the season in which large events occur, because the fate of delivered sediments may be different.

All this demonstrates the complexity of estuary dynamics and the need for the availability of specifically designed monitoring networks using the knowledge of those processes. But this is not always so; the monitoring networks are usually designed with static criteria regarding the frequency of sampling. There is not a sufficient number of stations to measure all the parameters necessary, and, when they exist, they have been recently set up so that the series available do not have a sufficient extension to characterize the time variability significantly. This has a greater influence in the case of Mediterranean areas. Also, sometimes, information from diverse sources is available and its assimilation is not direct. The European Water Framework Directive (WFD) specifically establishes the requirements and limiting conditions for the achievement/ maintenance of water quality in semienclosed seas and estuaries (transitional waters), where the interaction between fluvial and tidal dynamics leads to great ecological diversity. The directive establishes a minimum frequency of 1 month to monitor priority substances in transitional waters, and 3 months for the remaining of the physicochemical indicators. In Spain, this control program is performed by fixed monitoring stations with monthly sampling, independently of the tidal regime.

The Guadalquivir estuary is located in southern Spain, facing the Atlantic Ocean. It is largely regulated by the reservoir network upstream along its contributing basin (47900 km²), with a storage capacity of up to 8900 hm³ (Contreras and Polo, 2010). Closed in upstream by Alcalá del Río dam (Fig. 2.1), it receives fluvial discharges associated with significant rainfall events during autumn and winter, and irrigation demands (both water quantity and salinity control) in the estuary area during spring and summer. Episodic events of persistent turbidity and/or salinity occur, and, from 2007 to 2011, a specific monitoring network consisting of 15 control points instrumented with sensors for weather variables, water flow and water quality was installed along its main channel in a scientific research framework. The dataset provided characterization of both water flow and water quality regimes with a high frequency (Navarro *et al.*, 2011). Its analyses provided a deep insight into the relevant scales for each process in the estuary, and led to the modelling of

the tidal dynamics (Díez-Minguito *et al.*, 2011) and other significant components (work under revision at the moment).

For medium- and long-term modelling of water quality in the estuary, long series are needed. However, as described above, the available monitoring networks exhibit great differences in series duration and measurement frequency, and constitute the only current data source, since the instrumentation used in Navarro *et al.* (2011) was dismantled after the project. Merging both data sources poses a constraint due to their different spatial and temporal scales.

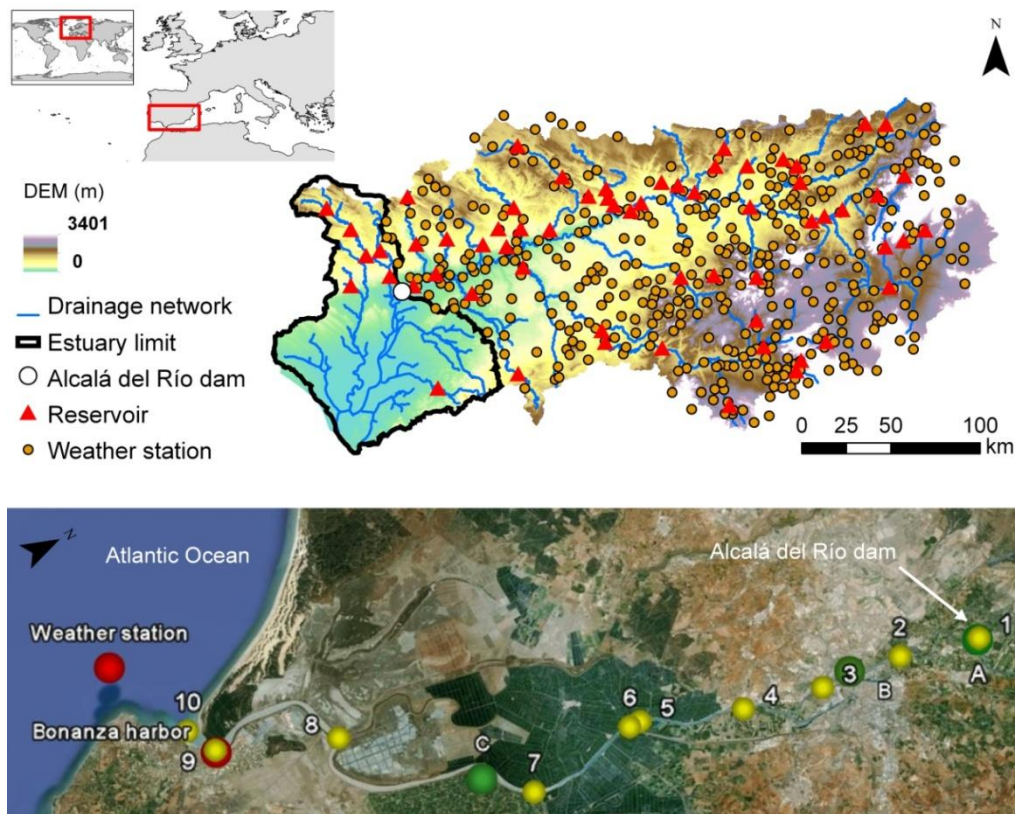


Figura 2. 1 Location of the Guadalquivir basin and estuary, reservoirs, Alcalá del Río dam and weather stations upstream, and location of water quality, fluvial and maritime stations in the estuary.

This work shows the effects of scale when surface water quality data proceeding from different networks, with different measuring frequencies and a different number of sampling points (different spatial-time scale), are assimilated. It identifies the main difficulties and needs existing in the characterization of the dynamics of the variables that define the water quality. For this purpose, the Guadalquivir estuary has been focused on because of its representativeness of the situation described and its importance as a water mass at many levels. Two parameters were selected to characterize water quality: turbidity, a key parameter, which is a good tracer of its hydrodynamics; and salinity, a representative parameter of the hydrologic conditions (marine intrusion, riverine discharges, seasons)

(Etcheber *et al.*, 2011). Turbidity and salinity in the Guadalquivir estuary need to be studied, given the scant literature about these water quality variables in this particular area (Bustamante *et al.*, 2009; González-Ortegón *et al.*, 2010) and in light of the recent work carried out (Navarro *et al.*, 2011; Díez-Minguito *et al.*, 2011). The results of this work stress the importance of designing high frequency monitoring networks in these kinds of estuaries.

2.2 Data and methods

2.2.1 Description of the study area

The Guadalquivir estuary is situated in southwestern Spain, occupying an area of approximately 9500 km² of the 57400 km² making up the whole of the actual hydrographic basin of the Guadalquivir River, and it is affected by the general dynamics of the Gulf of Cadiz waters and by very ample tides. Although it receives a marked Atlantic influence, the Mediterranean climate in which it is framed means that, in general, most of the rainfall is concentrated in the Winter months, with peak values from November to March. The mean annual rainfall for the period from 1945 to 2010 was 530 mm.

The contribution of fresh water to the estuary is subject to an intense regulation from the Alcalá del Río dam (110 km from the river mouth), which blocks the tidal wave upstream. Also, there are fluvial inputs, both regulated by reservoirs and in a natural regime, from the basins flowing into the system downstream from the dam. However, their amount is several orders of magnitude lower with respect to the inputs from the dam (Fig. 2.1). These water flows ensure a more or less continuous amount of water with a mean value of 10 m³ s⁻¹ order, with increments associated with the occurrence of rainfall in discharge pulses lasting one or several days, which normally reach one more order of magnitude (100m³ s⁻¹), and with extreme values of higher orders (1000 m³ s⁻¹). Lower discharges are also produced at irrigation times to control the salt intrusion for agricultural purposes (100 m³ s⁻¹). The input of salt water is fundamentally associated with the tidal dynamics of an essentially semi-diurnal nature, varying its amplitude in cycles of live and neap tides of approximately 14.5 days. Twice a year, coinciding with the equinoxes, the highest live and neap tides occur. It is a mesotidal estuary with a breadth varying approximately between 800m and 200 m, and an average depth of 7.1 m. Depth and velocity at each point of the estuary depend on the behaviour of the tidal wave, in particular on its components M2, S2 and their corresponding harmonics, which provide the asymmetry of the tide and of the velocity field. The spatial evolution of the wave celerity in each stretch of the estuary is indicative of the equilibrium or disequilibrium between the asymmetry and the bottom friction. Under normal flooding conditions, the high average velocity associated with the tidal wave, around 1ms⁻¹, with respect to the small flow of fresh water, characterizes the

estuary, according to the classification of Pritchard (1952) as being vertically homogeneous or well mixed, this characteristic being partly altered during periods of heavy floods (Álvarez *et al.*, 2001). Thus, the regime of impulse discharges, together with the quasi-one-dimensional morphology and a prominent reflection of the tidal wave in the dam, directly affects substance dynamics and transport.

According to Díez-Minguito *et al.* (2011), at tidally averaged scale there are two ETMs. The first, downstream, is mainly due to the increment in the re-suspension capacity because of a significant transverse circulation in areas with small curvature radii. The second, upstream of the estuary, could even reach the dam itself and is associated with the presence of the null point of saline intrusion and with the stationary nature of the wave propagation in this stretch of the estuary. Throughout the year, the ETMs are displaced up or down from the main channel, depending on the tidal surge and on the magnitude of the fluvial discharges, whose synchronization with respect to the cycle of neap tides.

2.2.2 Water quality networks existing in the estuary

The current monitoring networks established by the institution in charge of the integrated basin-based water management of the Guadalquivir basin (Guadalquivir Basin Confederation) in order to control the surface continental waters (rivers, reservoirs, lakes and wetlands) are two: Integrated Network of Water Quality (ICA), which is based on monthly periodic sampling; and the automatic sampling (with 15 min frequency) stations of the Automatic Information System on Water Quality (SAICA). There is also a boat network focussed on the turbidity and salinity control, established by the Andalusian Regional Government (JA), which takes measurements at a weekly scale. These networks will be defined below.

2.2.2.1 Monthly network

The ICA network is organized in fixed monitoring stations in which, from January 1981 to November 2008, periodic controls were made approximately monthly on samples of water analyzed in the laboratory, with physicochemical and microbiological parameters. These instantaneous samples are carried out on a specific day of the month, which is different from one month to another. This network was defined to complete the objectives of the WFD in both physical and chemical aspects, but the sampling frequency continued being monthly. Measurement of suspended sediments concentration (*SSC*) (mg L^{-1}) and electrical conductivity (*EC*) ($\mu\text{S cm}^{-1}$), as an indicator of salinity, was carried out. There are 3 stations located at the main channel of the estuary: stations A, B and C, upstream, 18 km, and 65 km downstream from the Alcalá del Río dam, respectively. These stations are shown in Fig. 2.1.

2.2.2.2 Weekly network

Furthermore, from April 2008 to May 2011, a network of boats (JA network) takes in situ measurements of quality parameters with a weekly frequency. This network measures *SSC* (mg L^{-1}), turbidity (*Turb*) in Nephelometric Turbidity Units (NTU), understood as being the lack of transparency of the water due to the presence of particles in suspension, and *EC* ($\mu\text{S cm}^{-1}$), at ten stations located along the main channel of the estuary, downstream from the Alcalá del Río dam to the river mouth (1-10 stations in Fig. 2.1).

2.2.2.3 Automatic network

Also, the SAICA transmits continuous analytical data in real time with frequency intervals of 15 min, available from October 2004 to September 2010. The system analyzes *Turb* (NTU) and *EC* ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Only one station is situated in the main channel, upstream of the Alcalá del Río dam (station A in Fig. 2.1).

2.2.3 Selection of control points

In order to localize and assess the inputs to the estuary, the basin upstream of the estuary was evaluated, its drainage point being the Alcalá del Río dam (station A), where there are ICA and SAICA stations. Thus, this control point represents a source of specific inputs, which aggregates all of them, both point and diffuse, generated upstream. The contributions from the dam are 80% of the inputs to the estuary, so that this allowed the characterization of the influence of discharge pulses on the water quality throughout the main channel of the estuary. Likewise, this influence was evaluated in stations situated along the main channel of the estuary with different spatial scales in the ICA and JA networks, since in the first case there were two stations (B and C) and in the second ten stations (1-10) (Fig. 2.1).

2.2.4 Other data sources used: fluvial, maritime and land networks

Maritime and fluvial information on tide and river flow was used, which helped to understand the origin of turbidity episodes and their maintenance in the time. This information was compiled by taking (1) a fluvial station with daily water discharge (*Qd*) data from the Alcalá del Río dam, provided by the Andalusian Regional Government, and (2) two maritime stations situated out to sea, with wind data recorded every 10 min at a height of 10m (3 hourly averaged) (*Dv*), and hourly tidal height (*Mar*) in Bonanza harbor, both data provided by the Spanish Ports Authority. Moreover (3), 490 land weather stations in the basin upstream the dam, provided by the Andalusian Regional Government, were used to calculate the mean daily rainfall (*Pd*) in the contributing area to the dam,

taking into account the influence of its topography (Herrero *et al.*, 2007). This information is shown in Fig. 2.1.

2.2.5 Analysis of the information available

To analyse the effects of the spatial time scale of the networks available in the area and their possible data assimilation, the following steps were taken.

2.2.5.1 Temporal evolution of the water quality at the control points

Due to the characteristics of every dataset (frequency, time series extent, data source, file format), a huge amount of work deals with data preprocessing, and filtering for automatically detecting outliers and errors was carried out. An analysis of the temporal evolution and extreme values for each variable was carried out. This task allowed defining the estuary stretch with a similar range of turbidity and salinity values.

2.2.5.2 Comparison of measurements, at their individual scales, of different networks at the same control point

Conversion from *Turb* to *SSC* data was required in order to compare SAICA and ICA data, using a linear regression conversion found in JA data, which measures both variables.

Moreover, to facilitate plotting, a software tool was developed within Matlab with a user interface (Bramato *et al.*, 2010) that allowed the plotting of multiple variables collected from different stations.

2.2.5.3 Selection of turbidity events and analysis of their origin and persistence

A turbidity event with weekly data available was selected, and the meteorological, fluvial and coastal context of the study period was considered, with the aim of determining the forcing processes of each state in the different stretches of the estuary: higher, middle and lower.

2.3 Results

2.3.1 Influence of the spatial-time scale on SSC data throughout the estuary

Relation between *Turb* and SSC was different in each estuary stretch, since slopes of light attenuation vs. Particle mass concentration regressions systematically vary with the size distributions of the particles (Baker and Lavelle, 1984; Sanford *et al.*, 2001), so different particle populations were found in the estuary. In this case, the relation found in station 1 (Fig. 2.2) was used, according to $SSC = Turb \cdot 0.71$, with an R^2 of 0.9.

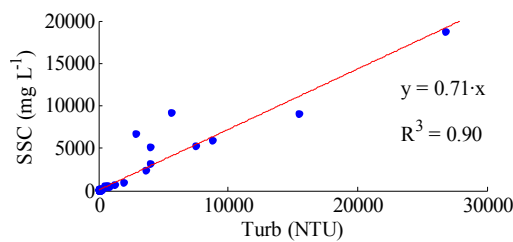


Figura 2. 2 Lineal regression relation between SSC and *Turb* in 1 station, from available data of the JA network.

Figure 2.3 presents SSC data with 15-min, weekly and monthly frequency, from SAICA (station A) JA (stations 1-10), and ICA (stations A-C) networks, respectively, during the period October 2004-July 2010 (study period in which data of the three networks are available), according to the situation in the upper, middle and lower estuary. Upstream of the Alcalá del Río dam (station A), a different maximum *Turb* value was found for each scale: at a monthly scale, SSC maximum value was 100 mg L⁻¹, while at a 15-min scale, a value close to 400 mg L⁻¹ was often found, and even higher values in 2009 and 2010 (4000-8000 mg L⁻¹). The same happened in the upper estuary, but in this case monthly data (station B) showed higher SSC values than upstream the dam, around 600 mg L⁻¹. However, frequently higher SSC values found in the lower estuary (stations 4, 5, 6, 7, C, 8, 9 and 10) suggest that turbidity events in this stretch could be captured at a monthly scale (up to 800 mg L⁻¹ was found in station C), although their magnitude would depend on the tidal state when the data collection took place because of the effect of the tide on the SSC variability (Fig. 2.3).

Other studies took SSC measurements in the Guadalquivir estuary with a lower frequency (two sampling campaigns, during the wet and dry season, in 2001-2003 (Mendiguchía *et al.*, 2007) and in 2007-2008 (López-López *et al.*, 2011)), and they do not detect values higher than 200 mg L⁻¹ in the upper estuary. This suggests the importance of controlling the sediment input loads to the estuary by high-frequency sampling.

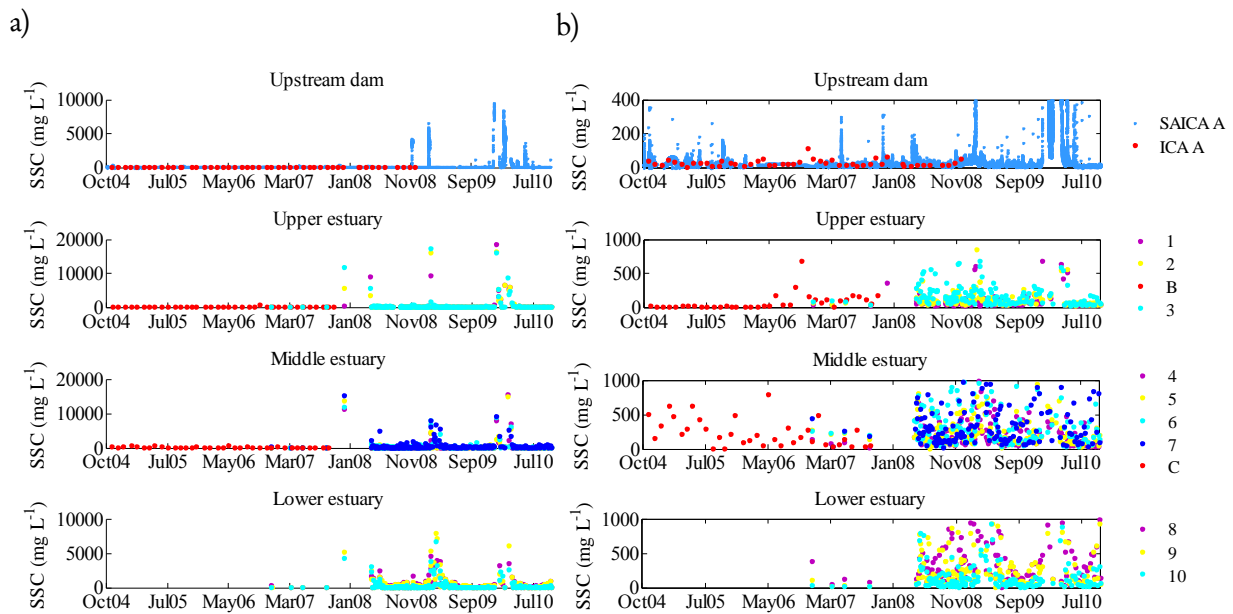


Figura 2. 3 SSC in ICA, JA and SAICA stations throughout the estuary, period October 2004-July 2010 (a), and showing values below 400 mg L^{-1} upstream of the dam and below 1000 mg L^{-1} in the estuary (b).

2.3.2 Influence of the spatial-time scale on conductivity data throughout the estuary

Figure 2.4 shows 15-min, weekly and monthly frequency data during the period October 2004-July 2010, according to the situation in the upper, middle and lower estuary. Upstream of the Alcalá del Río dam (station A), the maximum EC value of monthly data ($2500 \mu\text{S cm}^{-1}$) was similar to that at a 15-min scale ($2802 \mu\text{S cm}^{-1}$). Likewise, up to 20 km downstream from the dam, monthly (station B) and weekly (stations 1, 2 and 3) data did not show large differences, with peak values of around $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$. However, from 20 km downstream from the dam to the river mouth, large differences were found between monthly (station C) and weekly (stations 4-7) data, with peak values of around $9000 \mu\text{S cm}^{-1}$ and $20000 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectively (note that stations 4-7 are upstream from station C, so the latter should show a higher EC). This could be due to the EC values in this area being severely affected by the tidal wave that causes greater differences in its salinity. This implies the need to control the EC variable at a higher frequency in the tide dominance area.

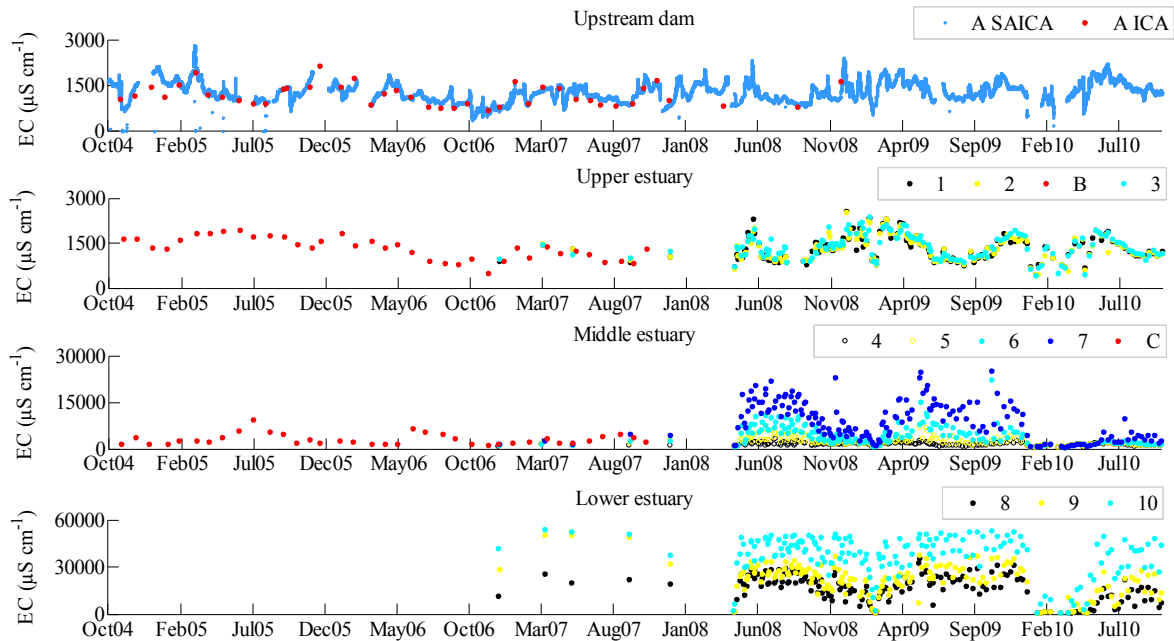


Figura 2. 4 EC in ICA, JA and SAICA stations throughout the estuary, period October 2004-July 2010.

2.3.3 Tidal variability in turbidity and salinity events

The meteorological, fluvial and coastal context was analyzed during the turbidity event that occurred in February 2009, in order to establish a causative mechanism for the tide-driven variability. From top to bottom, Fig. 2.5 presents average daily discharge from the Alcalá del Río dam and average daily rainfall in its contributing area, weekly *SSC* and *EC* measurements along the estuary, tidal variation and mean wind direction in the river mouth, during January-April 2009. It was observed that, in the upper estuary (stations 1-3), the sediments dragged by the river with mean discharges of $100\text{-}500\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ carried on (only on one occasion was a high concentration of close to 17000 mg L^{-1} recorded) due, on one hand, to the greater transport of the fluvial component in this stretch and, on the other, to the lesser efficiency of sediment capture. However, the opposite occurred further downstream, where increments in the river flow usually increased the stratification of the density and the suppression of the turbulent mixture downstream of the salt wedge, resulting in a greater retention of particles, united to the tidal surge and re-suspension of sediments. These processes were aggravated by the spring tides, which contributed to generating a state of permanent turbidity ($500\text{-}800\text{ mg L}^{-1}$) in the middle and lower estuary (stations 4-10). This was amplified in spring tides ($2000\text{-}8000\text{ mg L}^{-1}$), displacing the ETM upstream and downstream (in Fig. 2.5, the ETM is situated in stations 6-7, 7-8, and 9, consecutively) when sediments were exported to the river mouth. Near the river mouth, the velocity reduction near the bed, caused by the increase in the transversal river section width and the existence of moderate winds rotating 360° from north to west, increased the

mixing of estuarine turbid water with cleaner ocean water, and contributed to reducing the value of the global local turbidity.

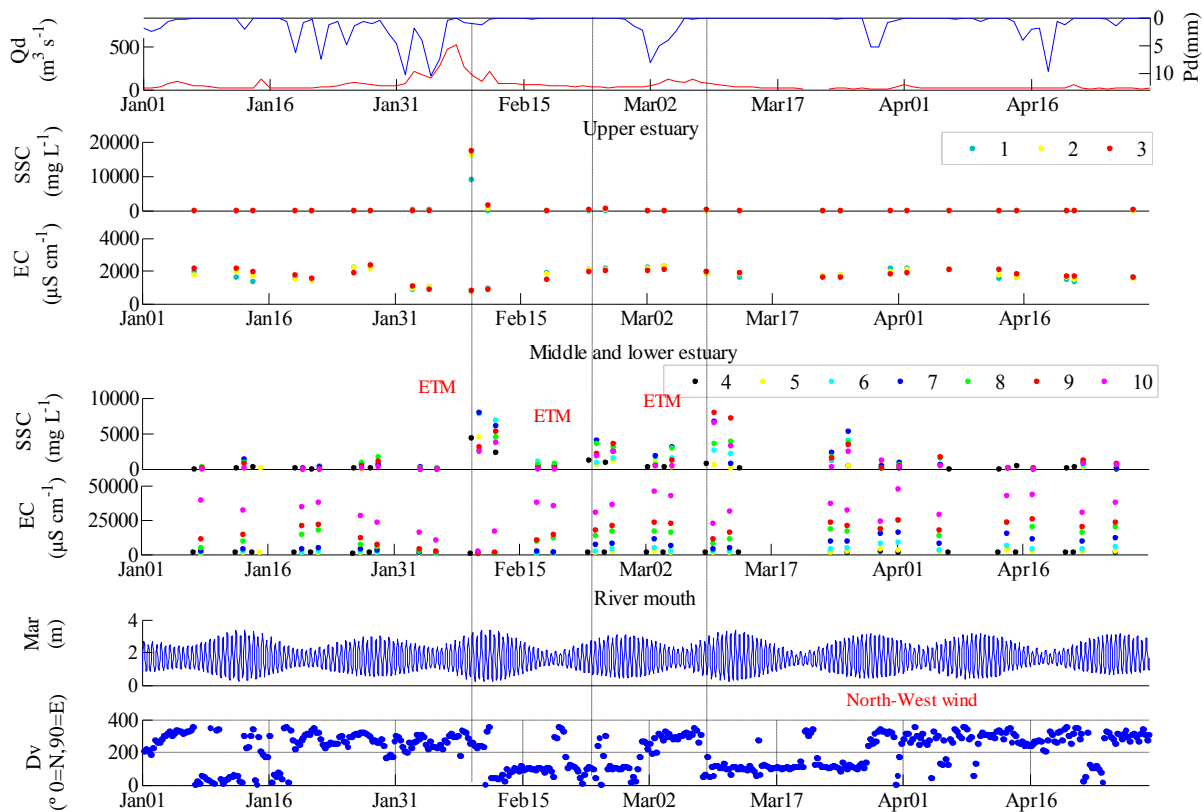


Figura 2. 5 Pd in the basin upstream of the estuary, Qd in the Alcalá del Río dam, SSC and EC in the upper, middle and lower estuary, Mar and Dv in the river mouth, period January-April 2009.

2.4 Discussion

Weekly scale data are useful for characterizing the turbidity and salinity of the estuary, since they are capable of capturing the peak values and diminutions of both variables, although sometimes they do not completely reflect the intensity of the episodes, as the 15-min scale data do. However, at a monthly scale, the record of the extreme values is very often lost. This loss of information differs with regard to the study variable, depending on its spatial-time variability. Regarding turbidity, as this advances towards the head cut of the estuary, carrying out high frequency sampling becomes more important, in order to control the sediment input loads to the estuary. At least a weekly time scale is required since the extreme episodes of turbidity in the upper and middle estuary were not recorded at a monthly scale. However, in the lower estuary, the resuspension, tidal surge and resulting permanence of the turbidity permit the extreme episodes to be captured with relative ease at a monthly scale. Moreover, a higher number of sampling points is important in order to find out the ETM, because this varies between the middle and lower estuary, according to the river discharge pulses and tidal jump. In the case of the EC , a

lower sampling frequency can be used in the upper estuary, but a higher time scale is required in the lower estuary, where the salinity is subject to sudden changes due to a lack of river flow or, on the contrary, to floods.

According to available data, turbidity events upstream of the dam and in the upper estuary usually took place over 3-4 days (in response to heavy rainfall and fresh water input from the basin upstream of the dam), so that the maximum values recorded at monthly and 15 min scales were very different. Likewise, in comparing monthly and weekly data (Fig. 2.3), the possibility of capturing high turbidity with the latter increased significantly, although there was a 50% non-detection probability, if the sediment load input had occurred within 3-4 days of the week in which a measurement had not taken place. However, in the lower estuary, even when data collection was carried out a few days after the turbidity event, its persistence over time in this area allowed it to be detected with monthly measurements. This is because the restoration of the ETM after river flooding pulses to its normal magnitude requires several months (Grabemann *et al.*, 1995).

The existence of an adequate spatial scale also facilitates the analysis of the forcing processes of turbidity and delimits the stretches of the estuary in which the latter occur, which becomes impossible if only a couple of sampling points are available throughout the main channel.

The results of this work suggest that the minimum frequency that WFD establishes may not be enough to take into account the variability in terms of turbidity and salinity, resulting from both natural and anthropogenic conditions in the Mediterranean estuaries, where rainfall variability, heterogeneous topography, land uses and reservoirs interact in these complex aquatic systems. So, particular care would be required in such important water bodies, not only for scientific purposes but also for regular monitoring/correcting actions in water resource planning, given the enormous biodiversity and socio-economic activity of these ecosystems.

As has been stated in the Introduction section, during four years, an automatic high-frequency measurement network to diagnose and predict the consequences of human activities on the Guadalquivir estuary (Bramato *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2011) has been operated. However, this kind of network requires a great amount of instrumentation and personnel, not only for its installation but also for its maintenance, whose cost is not always possible to assume. For that reason, standard networks are the source data usually available, and comparing data at a monthly and weekly scale with data proceeding from automatic networks is useful to scientists and public authorities, who can be oriented towards choosing an adequate sampling frequency and spatial extent so as to carry out the monitoring (with optimized costs) according to the variable of interest.

These requirements could be necessary in estuaries where the SSC can reach more than 1000 mg L⁻¹, such as the Hudson (Geyer *et al.*, 2001) and Ashapoo (Milligan *et al.*, 2001)

estuaries in USA, Chang Jiang estuary (Shi, 2002) in China and Tamar (Grabemann *et al.*, 1997) and Humber (Uncles *et al.*, 2006) estuaries in the UK, in order to detect great loads of sediments in the head of the estuary and predict the turbidity generated in the middle and lower stretches. Also, it could be an important control requirement in estuaries where extremely high SSC is detected in their contributing areas, as is the case of the Guadalquivir estuary, where there are agricultural soils with high loss rates, especially in cropping systems such as olive orchards and herbaceous crops (Contreras and Polo, 2011). This is especially useful in areas with Mediterranean type climatology, in which periods of drought alternate with rain events of a great intensity in a short period of time.

2.5 Conclusions

The influence of the temporal scale on the analysis of water quality data from different sources differs according to the variable under study. For turbidity in the Guadalquivir estuary, data are required at least at a weekly scale along the whole estuary, while for salinity (smooth variations as average), this scale is required only in the lower estuary, where the tide has more influence (in the upper estuary, the monthly scale data could be enough).

In order to capture extreme turbidity episodes, the sampling rate may be decreased in the lower estuary, while upstream higher frequency is required to determine the characteristic time scales and forcing agents of turbidity. In these complex aquatic systems, the spatial scale of sampling is important for characterizing the water quality in each individual stretch, whose geomorphology, together with its forcing agents, determines the variability in the different water quality variables. This will have a positive feedback for the implementation of monitoring networks in estuaries, pointing the way to local authorities, which should create the desirable management framework and facilities for the Guadalquivir estuarine ecosystem conservation in order to preserve its multifunctional nature. In the future, integrated solutions should consider regional and national networks for estuarine ecosystem monitoring for the reasons pointed out above.

The results of this work can be applied in estuaries with similar characteristics to the Guadalquivir estuary, which presents a strong but transient fluvial dominance in the upper estuary and a quasi-permanent tidal dominance in the lower estuary, affected by large loads of sediments from the contributing areas (which is especially Mediterranean agricultural areas) associated with a marked intra-annual and seasonal variability related to rainfall events.

Acknowledgements. The results of this work have been obtained within the framework of cooperation agreements between the Spanish National Research Council (CSIC) and the Universities of Granada and Cordoba, entitled: “Proposed methodology for diagnosing and predicting the consequences of human actions in the Guadalquivir estuary” and the excellent project of the Andalusian Regional Government RNM-4735 “Dynamic of suspended solids in estuarine waters“. The authors would like to thank the Andalusian Regional Government and the

Capítulo 2: Measurement frequency and sampling spatial domains required to characterize turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary

Spanish Ports Authority for providing water quality data, and the reviewers for their valuable comments and suggestions which have greatly improved this paper.

Edited by: J. A. Santos

Reviewed by: J. C. Lima and two other anonymous referees.

Capítulo 2: Measurement frequency and sampling spatial domains required to characterize turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary

Capítulo 3: Efectos de los cambios de usos de suelo en la regulación y calidad de agua en la Cuenca del Guadalquivir y régimen de descargas al estuario

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados como póster (2011) y comunicación oral (2012) en la European Geosciences Uniony Assembly:

Contreras, E., Polo, M., 2011. Influence of reservoirs and land use changes on the river contribution: case study of the Guadalquivir estuary, *Geophys. Res. Abstr.*, 13, 12719.

Egüen, M., Contreras, E., Aguilar, C., Polo, M.J. 2012. Extreme values of fluvial discharges to the Guadalquivir estuary as affected by precipitation and regulation upstream. *Geophys. Res. Abstr.*, 14, EGU2012-10638.

El capítulo íntegro está en proceso de ser enviado a *Journal of Hydrology* para su publicación.

Resumen

Los cambios en los usos de suelo y la construcción de embalses tienen notables consecuencias, a escala de cuenca, en la llegada de aportes fluviales y sustancias asociadas desde las áreas vertientes. El paulatino e intenso desarrollo de grandes áreas de regadío en la cuenca del Guadalquivir (que aumentan en los últimos 50 años en más de un 200%) lleva consigo un aumento de la capacidad de almacenamiento en la cuenca (que se duplica durante los próximos 40 años). Esto condiciona la calidad del agua del río y, en última instancia, del estuario, analizada a partir de medidas de concentración de nitratos, sólidos en suspensión y conductividad tomadas en diversos puntos de control a lo largo del eje principal durante 27 años. Se constata una tendencia ascendente de la concentración de nitratos, ligada a un aumento de las áreas agrícolas en regadío, mientras que la tendencia de los sólidos en suspensión es nula o descendente, ya que a pesar del aumento de la superficie de olivar, los sedimentos quedan retenidos en los embalses. Por otro lado la disminución de aportes de agua dulce en la cabecera del estuario, genera un aumento de la salinidad y turbidez persistente tras avenidas extremas, con importantes consecuencias ambientales y socioeconómicas (exceso de salinidad para el arrozal y/o exceso de turbidez para la acuicultura, entre otros). Así, el aumento de la regulación en la cuenca desde los años 30 produce cambios en el régimen de valores extremos, pudiendo ocurrir variaciones inducidas por factores antrópicos o atmosféricos según los diferentes niveles de regulación alcanzados durante este período de 80 años.

3.1 Introducción

En regiones de clima mediterráneo, la no coincidencia temporal de los períodos de demanda y disponibilidad de agua a lo largo del año, junto con la variabilidad interanual que lo caracteriza, hace necesario almacenar agua a corto y largo plazo, por lo que existe una mayor regulación de los ríos que en zonas húmedas. Numerosos estudios demuestran y cuantifican la alteración que las presas producen en la cuantía y dinámica del caudal aguas abajo de las mismas (Ligon *et al.*, 1995; Fergus, 1997, Nilson y Berggren, 2000; Ouyang *et al.*, 2011) y en la descargas fluviales a los océanos (Milliman, 2008). Por un lado, en caso de reducir los picos de avenidas y caudales medios, disminuyen la capacidad del río para transportar carga de fondo, a la vez que causan la bajada del nivel freático en las zonas dependientes de las aguas subterráneas para riego (Kondolf, 2001). Por otro, la retención de sedimentos tras las presas incrementa la capacidad de transporte y erosión local del flujo inmediatamente aguas abajo de éstas (Boix-Fayos, 2007). Forzamientos climáticos e hidrológicos, junto con el impacto de las actividades humanas son factores capaces de cambiar la morfología del río a más corto plazo que la propia geología (Schumm, 2005), determinando la predominancia de los procesos de erosión-sedimentación, entre otros, en el cauce y, en definitiva, su evolución.

Los usos de suelo influyen enormemente en la morfología del cauce y calidad del agua, la mayor presencia de actividades antrópicas como la construcción de vías y caminos, deforestación, minería, pastoreo intensivo, etc., incrementa la carga de fondo y la erosión de las orillas, con el consiguiente aumento del ancho del canal activo y riesgo de inundación (Kondolf, 2001). Además el aporte de sedimentos disminuye por la reducción de las fuentes no puntuales que lo generan (como las áreas de cultivo en secano y pastizales). Según Buck *et al.* (2004), la calidad del agua de grandes ríos depende de los usos de suelo aguas arriba, mientras que en pequeños arroyos el uso local de la tierra y otros factores pueden ser más importantes. Cobran especial interés las áreas agrícolas, principalmente en lo que se refiere a aportes nitrogenados (aunque otras especies químicas asociadas al nitrógeno inorgánico disuelto, como amonio, pueden ser predominantes en algunos ríos, especialmente en aquellos cercanos a fuentes puntuales), el nitrato es considerado como el mayor constituyente del N total en ríos degradados (Turner *et al.*, 2003). Según Lassaletta *et al.* (2009) la cubierta agrícola en cuencas donde el principal uso de suelo es la agricultura, se relaciona con la concentración de nitrato y explica el 82% de la variación en los niveles de concentración de nitratos medidos, al tiempo que la superficie de pastizal se correlaciona bien con el nitrógeno total, nitrato, turbidez y fósforo, a escala de cuenca. El tipo de uso de suelo determina además la influencia de determinados procesos y factores en la contaminación difusa, así, en bosques y pastizales los procesos de escorrentía son los procesos más importantes, mientras que en plantaciones, a la influencia del proceso de escorrentía se suma las propiedades del suelo como factor determinante en la incertidumbre

asociada a la simulación del proceso de contaminación por fuentes no puntuales (Shen *et al.*, 2010).

Hay numerosos estudios que analizan la influencia de cambios en los usos de suelo y construcción de presas en los sistemas fluviales (Batalla *et al.*, 2003; Zhao *et al.*, 2012), sin embargo son escasos los trabajos que lo hacen considerando conjuntamente ambos factores (Boix-Fayos *et al.*, 2007; Ranzi *et al.*, 2011) y la mayoría no tienen en cuenta sus efectos en el tramo bajo del río, el estuario. Sistemas de dinámica compleja como son los estuarios, con procesos de origen fluvial, litoral, meteorológico, humano...interaccionando de forma continua pero con diferentes escalas espaciales y temporales, sufren las consecuencias de estas alteraciones, que suponen la degradación y pérdida de estos ecosistemas de gran riqueza ecológica y biológica. Este es el caso del estuario del Guadalquivir, a lo que se añade el carácter singular del mismo, enmarcado en un contexto climático típicamente mediterráneo y por tanto con fuertes variaciones intra e interanuales en la precipitación, pero a la vez sometido a la influencia atlántica, donde la ocurrencia de precipitación se encuentra ligada fundamentalmente a la llegada de borrascas desde el océano. Alés *et al.* (1994) analizaron los cambios en los usos de suelo en la zona baja del valle del Guadalquivir durante los años 1956-1984 y Ortega *et al.* (2006) en el tramo alto. Bhat y Blomquist, 2004 presentan los problemas de manejo y prácticas en la cuenca del Guadalquivir (aportes irregulares, demanda en expansión y problemas de calidad de agua).

El objetivo de este trabajo es identificar los principales cambios de uso de suelo en la cuenca del Guadalquivir y su relación con la evolución de la capacidad de almacenamiento en embalses en el área vertiente a la cabeza del estuario, para estimar su efecto en el régimen de descargas de agua dulce desde la presa de Alcalá del Río. Además se analiza el efecto de los principales cambios de uso en la calidad del agua a lo largo del eje principal del Guadalquivir. En este contexto, los agentes forzadores de aportes fluviales al estuario son, fundamentalmente, meteorológicos y debidos a la acción del hombre (usos del suelo y del agua en las cuencas vertientes, y operación de las descargas desde las presas existentes), si bien una parte importante de estos últimos está relacionada con la secuencia meteorológica terrestre aguas arriba de la presa de Alcalá del Río. Por otro lado, se pretende cuantificar los cambios hidrológicos asociados a la alteración del régimen de descargas a lo largo del río Guadalquivir hasta la cabecera del estuario desde los años 30, diferenciando las variaciones debidas a forzamiento atmosférico y humano y el efecto de éstas en la calidad del agua del estuario. La importancia de analizar las causas que determinan el régimen de descargas fluviales en el estuario radica, por un lado, en que el orden de magnitud de las descargas fluviales, fundamentalmente desde la presa de Alcalá del Río, condiciona la dominancia del carácter fluvial/marino de las aguas en los distintos tramos del estuario que definirá el estado de salinidad y turbidez del estuario. Identificar, por tanto, los agentes forzadores es importante a la hora de explicar episodios históricos y de realizar pronósticos a corto, medio y largo plazo, aún más dada la intensa actividad socioeconómica presente en esta zona, como el cultivo de arroz y la acuicultura, usos relacionados directamente con la

calidad del agua del estuario. Por otro lado, los aportes de sólidos en suspensión, nutrientes y otras sustancias al estuario están condicionados por las descargas fluviales, las cuales, a su vez, están determinadas por factores meteorológicos, tales como la precipitación ocurrida, que genera una mayor o menor cuantía de aportes de origen difuso desde las áreas vertientes al cauce principal.

3.2 Área de estudio

La cuenca hidrográfica del río Guadalquivir, el segundo más largo de España (680 km), y entre los más largos de Europa, con una superficie de drenaje de 57500 km², está localizado en el sur de España (Fig. 3.1.a). La cuenca se enmarca en un clima Mediterráneo, con una precipitación media anual de 600 mm año⁻¹, con una marcada distribución estacional. La mayor parte de la precipitación se concentra en los meses de invierno, con valores extremos de noviembre a marzo, seguidos de veranos secos con altas tasas de evapotranspiración. Años extremadamente húmedos o secos tienden a ir unidos, agravando los efectos de las sequías o inundaciones (Bhat y Blomquist, 2004). Además, existen diferencias significativas espaciales, con mayores valores (medias anuales de alrededor de 800 mm año⁻¹) en las áreas montañosas.

Desde los años 50, la cuenca se ha visto afectada por importantes cambios en los usos de suelo, por un lado ha tenido lugar la modificación continua del suelo de las cuencas ligada a los usos agrícolas que potencia la pérdida de suelo, con especial protagonismo de cultivos anuales como los herbáceos o perennes como el olivar que dejan desnuda la superficie del suelo totalmente parte del año y parcialmente durante todo el año (Fig. 3.1.b). Por otro, las zonas húmedas intermareales experimentan fuertes procesos de transformación hacia tierras labradas, salinas y zonas de acuicultura. Esto ha ido unido a un fuerte proceso de urbanización en la cuenca, que en 2005 ya ascendía a 4107598 habitantes (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2010), lo que implica la generación de un elevado volumen de aguas residuales en casos de ausencia o deficiencia de estación depuradora de aguas residuales, cuya llegada a las distintas corrientes de agua supone la mayor fuente de contaminación de carácter puntual. En la Fig. 3.2 se muestran algunos ejemplos de esta intensa transformación.

Desde los años 30 la capacidad de regulación de la cuenca, tanto en su cauce principal como tributarios ha ido en aumento. Esto se debe a la no coincidencia temporal de los períodos de demanda y disponibilidad de agua a lo largo del año, factor típico de las áreas Mediterráneas, pero además también debido a cambios en los usos de suelo hacia los cultivos de regadío. Ello produce un descenso en los aportes de agua dulce al tramo final del Guadalquivir hacia su desembocadura en el océano Atlántico, un estuario de aproximadamente 9500 km². Hoy en día, los aportes fluviales al estuario desde la cuenca vertiente a la última presa de una densa red de embalses (la presa de Alcalá del Río) (Fig.

3.1) supone un flujo medio diario de un orden de magnitud ($10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Tras eventos de precipitación, tienen lugar descargas de magnitud un orden mayor ($100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) que pueden durar uno o varios días, y hasta dos ($1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) en el caso de eventos de precipitación extremos. Por otro lado, el aporte de agua salada se produce fundamentalmente asociado a la dinámica mareal, de carácter esencialmente semidiurno, es decir con un período de aproximadamente doce horas y media, variando su amplitud en ciclos de mareas vivas y muertas, de aproximadamente catorce días y medio siendo. Dos veces al año, coincidiendo con los equinoccios, se producen las mayores mareas vivas y muertas. En condiciones normales de avenida, las altas velocidades medias asociadas a la onda de marea, en torno a 1 m s^{-1} , respecto al pequeño flujo de agua dulce, encuadran al estuario, según la clasificación de Pritchard (1995), como verticalmente homogéneo o bien mezclado, viéndose esta característica parcialmente alterada durante los períodos de fuertes crecidas (Álvarez *et al.*, 2001).

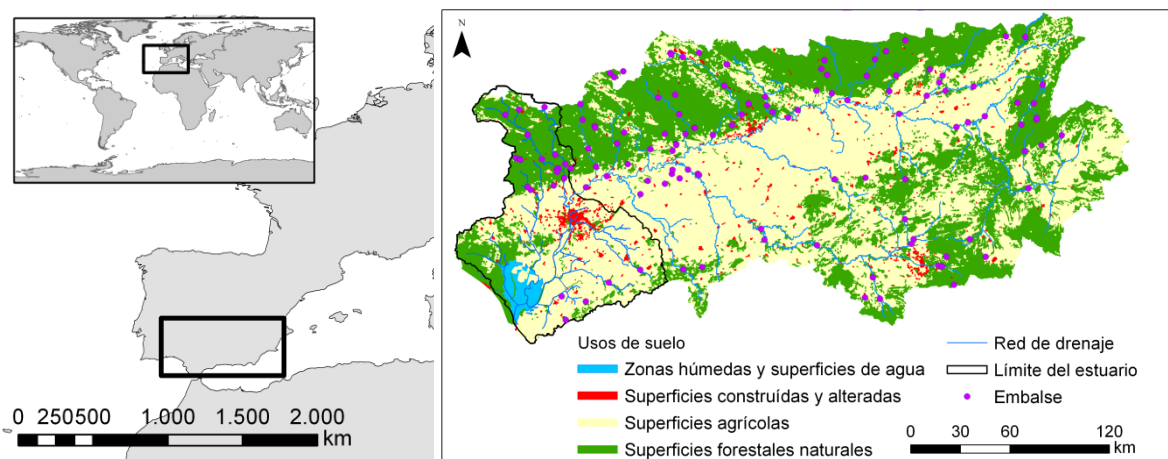


Figura 3. 1 Localización del área de estudio (a), límite del estuario, red de drenaje, usos de suelo y embalses en la cuenca del Guadalquivir.

3.3 Materiales y métodos

3.3.1 Análisis de usos de suelo

Para analizar los cambios de uso de suelo en la cuenca se utilizó el Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo en Andalucía (Consejería de Medio Ambiente, 2010), con información sobre la superficie ocupada por cada uno de los distintos usos agrícolas, forestales/naturales, construidos y superficies de agua en los años 1956, 1999, 2003 y 2007. Se determinó la superficie de cada uso de suelo en el estuario y en la cuenca vertiente aguas arriba en dichos años y se calculó el porcentaje de cambio desde 1956 a 2007. Esta

caracterización permitió definir los cambios de uso de suelo que pudieron afectar a los recursos hídricos en la cuenca de manera cuantitativa y cualitativa. Especialmente significativo fue el cambio producido en los cultivos de regadío, para lo que se dispone además de los datos de superficie ocupada en las fechas mencionadas, en 1931, 1977 (Carrasco *et al.*, 2010), 1995 (Plan Hidrológico de la Cuenca del Guadalquivir, 1995), 2002, 2004 (Inventario de regadíos) y 2010 (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2011).

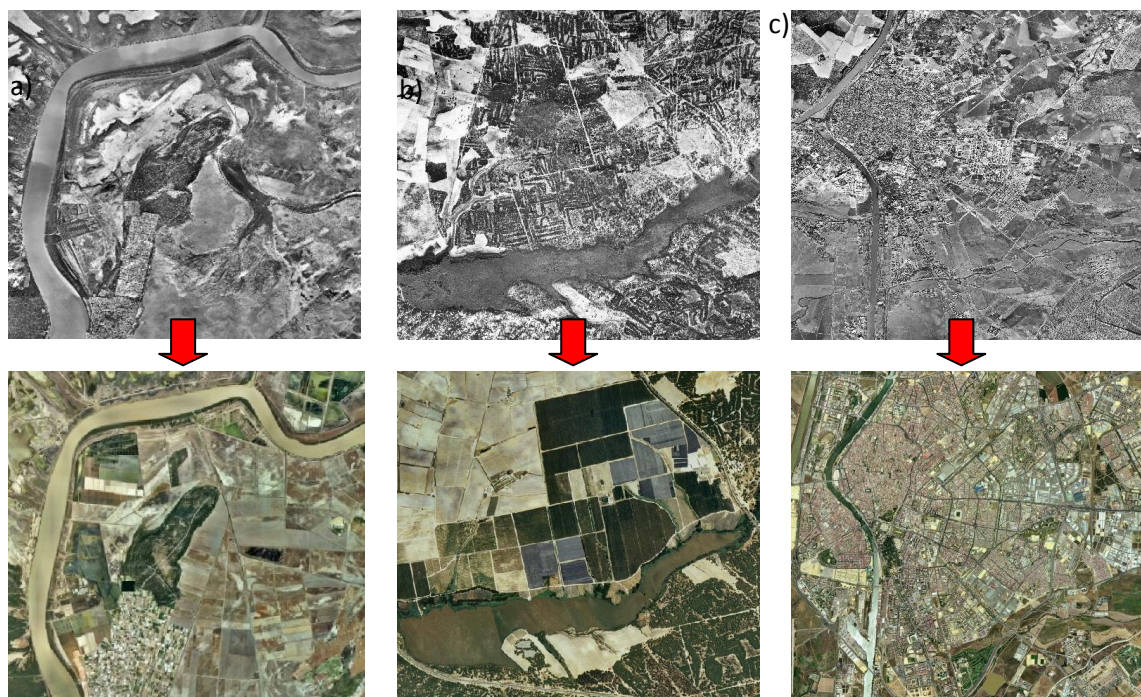


Figura 3. 2 Ejemplos de cambio de uso de suelo en Punta la Mata (a), Doñana (b) y Sevilla (c) desde 1956 a 2003.

3.3.2 Regulación en la cuenca

Se recopiló información relativa a los principales embalses construidos en la cuenca vertiente aguas arriba del estuario, en relación a la fecha de construcción y capacidad de almacenamiento (hm^3) desde 1916 a 2010 (Tabla 3.1). Se calculó la capacidad de almacenamiento acumulada a lo largo de los años, para determinar las fechas en las que se alcanza un 50 y 75 % del nivel de regulación de 2010, para analizar el efecto de cada nivel en los aportes fluviales al estuario desde la presa de Alcalá del Río, donde se dispone de series de descarga media diaria (Q_d) para el período 1931-2010.

Tabla 3. 1 Año de construcción, capacidad, área vertiente, precipitación y caudal medio en los embalses de la cuenca vertiente aguas arriba del estuario.

Año	Embalse	Río	Área vertiente (km ²)	Precipitación (l m ⁻²)	Caudal (m ³ s ⁻¹)	Capacidad (hm ³)
1916	Mengíbar	Guadalquivir				2
1922	El Carpio	Guadalquivir				18
1928	Guadalmellato	Guadalmellato	1209	575	575	147
1932	Jándula	Jándula	2278	270	184	322
1932	Encinarejo	Encinarejo	2385	521	193	15
1938	Breña (o 35)	Guadiato	1490	650	225	823
1940	Zozueca	Rumblar	-	-	-	5
1941	Rumblar	Rumblar	574	613	83	126
1944	Tranco de Beas	Guadalquivir	-	-	-	498
1948	El Pintado	Víar	1100	675	175	213
1948	Villafranca	Guadalquivir	-	-	-	6
1951	Malpasillo	Genil	-	-	-	6
1952	Montoro	Montoro	573	533	85	105
1953	Cordobilla	Genil	-	-	-	34
1954	Guadalen	Guadalén	1330	550	190	163
1954	Bermejales (O 58?)	Cacín	307	423	74	108
1955	Doña Aldonza	Guadalquivir	8600	-	-	23
1955	Pedro Marín	Guadalquivir	9050	-	-	19
1955	Cubillas	Cubillas	626	604	68	19
1956	Cantillana	Guadalquivir	-	-	-	14
1961	Hornachuelos	Bembezar	-	-	-	12
1962	Marmolejo	Guadalquivir	-	-	-	13
1962	Bembezar	Bembezar	1655	729	204	342
1967	Guadaluño	Guadaluño	28	750	10	2
1967	Aguacebas	Aguacebas	-	848	-	6
1968	Dañador (o 65)	Dañador	-	611	-	4
1968	Iznájar	Genil	5000	583	600	981
1969	Guadalmena	Guadalmena	1300	511	228	346
1969	Deriv. Retortillo	Deriv. Retortillo	46	774	9	4
1969	Aracena					127
1970	Retortillo	Retortillo	311	774	61	61
1970	Peñaflor	Guadalquivir	-	-	-	3
1972	La Bolera (o67?)	Guadaletín	163	1013	80	53
1974	Puente Nuevo	Guadiato	985	620	83	282
1975	Quentar	Agua Blancas	101	650	30	14
1976	Quiebrajano	Quiebrajano	99	720	21	32
1983	Sierra Boyera(o 73)	Guadiato	489	533	40	41
1984	Negratín	Guadiana Menor	3877	337	292	567
1987	Martín Gonzalo (O89)	Martín Gonzalo	48	678	11	18
1987	Huesna	Rivera de Huesna	479	743	83	138
1989	San Clemente(O90)	Guardal	200	472	31	118
1989	Yeguas	Yeguas	800	670	132	229
1989	Canales	Genil	176	617	72	70
1989	LaFernandina(o 91?)	Guarrizas	-	-	98	245
1990	Colomera	Colomera y de las Juntas	245	664	30	42
1991	S.Rafael Navallana	Guadalmellato	-	-	-	157
1991	Fresneda (o87?)	Fresneda	135	300	11	13
1991	José Torán	Guadalbarcar/Víbora	234	851	44	113
1994	Puebla de Cazalla	Corbores	-	-	-	74
1996	Francisco Abellán	Fardes	184	614	36	58
1997	Vadomojón	Guadajoz	1185	617	185	163
1997	Giribaile	Guadalimar	2932	-	336	475
1997	Víboras	Víboras	-	-	-	19
1999	El Portillo	Castril	-	-	-	33
2008	Arenoso		-	-	-	167
2009	La Breña	Guadiato	-	-	-	823
2009	Melonares	Viar	-	-	-	186

3.3.3 Calidad del agua en el río Guadalquivir

La red ICA (red Integrada de Calidad de Aguas), con estaciones de carácter fijo, realiza desde enero de 1981, controles periódicos con frecuencia aproximadamente mensual, sobre muestras de agua analizadas a posteriori en laboratorio, de parámetros físico-químicos y microbiológicos. En este trabajo se utilizaron datos de calidad de agua relativos a concentración de nitratos (*NC*), concentración de sólidos en suspensión (*SSC*), y conductividad eléctrica (*EC*) en distintos puntos de control establecidos a lo largo del eje principal de la cuenca vertiente a la cabecera del estuario (Fig. 3.3). Los primeros son uno de los principales indicadores de contaminación difusa, muy relacionados con la cubierta agrícola en cuencas donde el principal uso de suelo es la agricultura (Lassaletta *et al.*, 2009). *SSC* y *EC* son indicadores de la turbidez y salinidad del agua, parámetros de gran importancia en la calidad del agua de estuarios, más aún cuando de ello dependen actividades productivas como el cultivo de arroz y la acuicultura. La mayoría de estos puntos de control están ubicados aguas abajo de embalses (1-4) o en los mismos (6 y 7), tan sólo los puntos de control 5 (en la cuenca vertiente aguas arriba del estuario), 8 y 9 (en el estuario) corresponden a medidas en cauce. Estas medidas son superficiales, estudios previos (Echevarri *et al.*, 2007) muestran que la concentración de nitratos, amonio, fosfatos y sólidos en suspensión en rías medida en superficie es similar o en ocasiones algo mayor a la medida en fondo.

En cada punto de control se calculan los cuartiles de cada parámetro y se analiza la tendencia a lo largo del período de disponibilidad de los datos 1981-2008. Existen algunas características intrínsecas de las series temporales de calidad de agua que complican su análisis, como son la no normalidad de la distribución de los datos, debido a su distribución sesgada a la izquierda (ya que no existen registros por debajo del límite de detección) y las ocasionales concentraciones extremas. Hay técnicas que resuelven estas complicaciones para el análisis exploratorio de los datos mensuales de calidad del agua, el Test de Mann Kendall (MK) (Mann, 1945; Kendall, 1938, 1976, en Sprague y Lorenz, 2009) es un método no paramétrico, lo que significa que no se asume una distribución estadística (por ejemplo, la distribución normal), ampliamente utilizado por diversos autores (Kahya y Kalayci, 2004; Deaño *et al.*, 2008; Lassaletta *et al.*, 2009; Yang *et al.* 2012) y más robusto en comparación con las alternativas paramétricas. La aplicación del test de MK a una serie de datos independientes $X=(x_1, x_2, \dots, x_n)$ sugiere la aceptación previa de la hipótesis nula H_0 (no existe tendencia). El estadístico de MK S se define como:

$$S = \sum_{I=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_o - x_i)$$

donde

$$\text{sgn } S = \begin{cases} 1 & \text{para } \theta > 1 \\ 0 & \text{para } \theta = 1 \\ -1 & \text{para } \theta < 1 \end{cases}$$

Según Mann (1945); Kendall (1975) cuando $n > 8$, el estadístico S se distribuye normalmente, de media 0 y varianza calculada mediante $\text{Var } S = \frac{1}{18} \sum_{t=1}^{n-5} (t-1)(t+5)$, donde t es la extensión de un conjunto dado y denota la suma de todas las colas. El estadístico estándar Z se calcula mediante:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var } S}} & \text{para } S > 1 \\ 0 & \text{para } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var } S}} & \text{para } S < 0 \end{cases}$$

Un valor de Z positivo indica tendencia ascendente, mientras que valores negativos indican descendente. El valor de probabilidad p del estadístico MK puede estimarse siguiendo la función de distribución:

$$p = 0.5 - \phi(|Z|)$$

Si p es suficientemente pequeño es improbable que la tendencia sea debida a un muestreo aleatorio. A un nivel de significación de 0.05, si $p < 0.05$, entonces la tendencia existente se evalúa como estadísticamente significativa.

La principal desventaja de los análisis no paramétricos es la dificultad para detectar tendencias no monotónicas, que en el caso de los parámetros analizados, por su carácter difuso, podrían deberse principalmente a cambios estacionales. En 1982 Hirsch *et al.* (en Deaño *et al.*, 2008) desarrollan una modificación de este test dando lugar al Test Estacional de Mann-Kendall (SMK), que consiste en la suma de las estadísticas individuales del test de MK (ZMK) para cada estación combinándolos en un estadístico conjunto, eliminando así la componente estacional que hacía inviable la utilización del test con este tipo de datos (Deaño *et al.*, 2008). Para el análisis se ha utilizado la herramienta en MS Excel desarrollada por Libiseller (2004), ya usada en anteriores estudios de este tipo (Lassaletta *et al.*, 2009), que permite determinar si una tendencia constante es evidente en un determinado punto de control, mientras que también detecta la tendencia en una región o agrupación de puntos de control, usando el valor de ZMK. Esta herramienta permite además analizar la correlación entre los estadísticos de MK de dos variables en una estación, para ver si existe una tendencia similar entre ambas. Mediante esta técnica se analiza la correlación entre la concentración de cada parámetro de calidad de agua y el caudal medio mensual (Q_m) en cada punto de control.

3.3.4 Descargas a lo largo del cauce principal y precipitación

Se dispone de series de Qd en presas ubicadas a lo largo del cauce principal, coincidentes con el caudal circulante en los puntos de control de calidad de agua 1-7, información facilitada por el SAIH (Sistema Automático de Información Hidrológica) del Guadalquivir (Fig.3.3). Se calculó el caudal medio mensual (Qm) circulante en cada punto para el período en estudio 1981-2008, para el que se dispone de medidas de calidad de agua.

Mediante el modelo hidrológico Wimmed, se simula de forma distribuida la precipitación media diaria (Pd) en la cuenca vertiente a cada punto de control teniendo en cuenta la influencia de la topografía en dicha distribución espacial (Herrero *et al.*, 2007), utilizando datos de Pd en 490 estaciones meteorológicas distribuidas en la cuenca (Fig. 3.3) suministrados por la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología), con registros disponibles durante el período 1945-2010.

La relación entre variables de tipo hidrológico, como son precipitación y caudal, se puede determinar mediante correlación lineal (Romano *et al.*, 2011). Para ello se examinaron varias series temporales correspondientes a distintos niveles de regulación en la cuenca: regulación mínima, del 50, 75 y 100% de la actual, durante el período 1950-2010, para el que se dispone de datos de aforo en todos los puntos de control aguas arriba de la presa de Alcalá del Río.

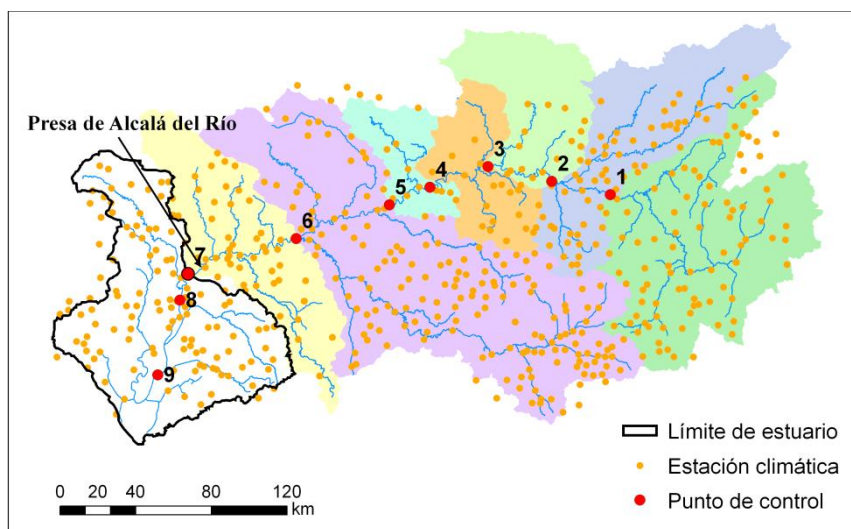


Figura 3. 3 Puntos de control con información de calidad de agua y aforo en el cauce principal y estaciones climáticas.

3.4 Resultados y discusión

3.4.1 Cambios de usos de suelo y necesidades de almacenamiento de agua

A lo largo de los años se han producido intensos cambios en los usos de suelo en la cuenca vertiente aguas arriba y en el propio estuario (tabla 3.2). Destaca la intensa urbanización ocurrida en toda la cuenca, las áreas urbanas y residenciales durante 1956-2007, aumentan en un 86% en el estuario y en un 350% aguas arriba, lo que incide también en el aumento de la superficie dedicada a usos asociados a actividades de carácter antrópico (comunicaciones, industrias, etc.). La superficie dedicada a uso agrícola en general no cambia, sin embargo, en el caso concreto de los cultivos en regadío, aumentan durante el período en 201290 has en la cuenca aguas arriba y en 95667 has en el estuario, donde la destrucción de zonas de marisma y humedales para la implantación de tierras de cultivo, causa el retroceso de las mismas, relegándolas en 2007 a la mitad de lo que ocupaban en 1956. Los invernaderos y cultivos bajo plástico también aumentan en toda la cuenca. Destaca además el enorme aumento de la superficie dedicada a olivar en la parte oriental de la cuenca vertiente aguas arriba, en 311115 has (a lo que contribuyó su inclusión en la Política Agraria Europea a partir de la década de los 80, la total liberalización del sector oleícola y la mayor demanda de aceite de oliva en otros países). En el estuario aumentan las áreas de arrozal en 33450 has. Estos significativos cambios tienen incidencia en el estado de las masas de agua debido a las extracciones del recurso para satisfacer la demanda del sector doméstico e industrial (implicando la reducción del caudal circulante) pero, especialmente, crea una necesidad de reserva y almacenamiento del agua en la cuenca para fines agrícolas (la superficie ocupada por embalses y canales artificiales aumenta en 14323 has y 302 has, respectivamente).

La Fig. 3.4.a presenta la estrecha relación entre la superficie de regadío y la capacidad de almacenamiento en la cuenca durante el período 1931-2009, que aumenta según la primera siguiendo una relación potencial ascendente y parámetros presentados en la tabla 3.3, con un R^2 de 0.92. Ello reduce la disponibilidad de agua para el mantenimiento de lagunas continentales, cuya superficie disminuye en un 40% (tabla 3.3). Sin embargo la afeción más significativa es la modificación del régimen de circulación en los cauces del área vertiente al estuario. Durante el período 1931-2009 el Qa en la presa de Alcalá del Río disminuyó en porcentajes que oscilan entre un 21 y un 71% del valor correspondiente al período 1931-1950, previo al proceso de cambio de los usos de suelo ($6000 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$), destacando un descenso del 64% durante las décadas de los 80-00 (Fig. 3.5). Durante estos 20 años, sucedieron los mayores incrementos de superficie en regadío, aumentando en un 252% la superficie de los años 50 (Fig. 3.5). El Qa en la presa presenta una dinámica de descenso potencial con el aumento de la superficie en regadío, según los parámetros presentados en la tabla 3.3, con un R^2 de 0.92 (Fig. 3.4.b).

Tabla 3. 2 Superficie ocupada (ha) por usos antrópicos y agrícolas en la cuenca aguas y en el estuario en 1956, 1999, 2003, 2007 y porcentaje de cambio desde 1956 a 2007.

Usos de suelo	Cuenca aguas arriba del estuario				% cambio 1956-2007 *	Estuario				% cambio 1956-2007 *
	Superficie ocupada (ha)					Superficie ocupada (ha)				
	1956	1999	2003	2007		1956	1999	2003	2007	
Embalses	6847	23821	25284	17601	157%	1090	4200	4767	5092	367%
Ríos y cauces	74662	69078	68853	68667	-8%	18109	17786	17585	17519	-3%
Canales artificiales	424	651	651	726	71%	332	1483	1483	1483	3%
Lagunas continentales	690	427	413	413	-40%	2277	2055	2436	2551	12
Marismas y zonas intermareales	-	-	-	-	-	89593	40919	40605	40205	-55%
Aeropuertos	20	186	242	216	980%	194	350	354	340	75%
Escombreras y vertederos	429	754	700	620	44%	14	1056	993	616	4300%
Zonas en construcción	716	2971	6042	9312	1200%	432	1935	3646	6657	1440%
Zonas portuarias	-	-	-	-	-	81	283	283	330	307%
Balsas de riego y ganaderas	57	1811	2588	3626	6261%	32	705	979	1582	4843%
Salinas industriales y parques de cultivos	9	9	9	9	0	24	4589	4694	5685	23587%
Salinas tradicionales	-	-	-	-	-	526	408	408	740	40%
Autovías, autopistas y enlaces viarios	939	5728	5928	8069	759%	416	1433	1665	2482	496%
Áreas incendiadas	-	494	2178	1430	-14%	-	219	369	6257	-
Áreas industriales y de servicios	1457	9240	9579	11271	673%	629	4105	4401	5685	803%
Áreas urbanas y residenciales	22651	38559	39546	42159	86%	4889	16579	16970	22027	350%
Cultivos con vegetación natural	61600	52253	55574	55881	-9%	5779	4183	3979	3951	-31%
Arrozales	-	-	-	-	-	6883	38266	38872	40333	485%
Cultivos herbáceos en regadío	84820	145182	175591	189736	123%	58036	81666	82463	76125	31%
Olivar regadío	3230	58623	65387	67889	2001%	16	2133	2682	2815	17493%
Cultivos leñosos en regadío	2977	16753	23967	34692	1065%	1538	10352	12460	16727	987%
Cultivos herbáceos en secano	1087391	733599	608914	545797	-49%	234398	261345	193468	181768	-22%
Olivar secano	895138	1065367	1121190	114159	27%	131557	72292	78669	78756	-40%
				4						
Viñedo secano	9641	11066	10456	8914	-7%	9263	9829	8587	8338	-9%
Otros cultivos leñosos en secano	5381	29663	34846	37359	594%	1028	102	178	324	-68%
Mosaico de herbáceos y leñosos regadío	10400	14205	15328	14865	42%	1113	929	830	668	-39%
Mosaico de herbáceos y leñosos secano	26084	24195	24814	26223	0%	20118	7927	8640	8940	-55%
Mosaico de secano y regadío	28293	64298	79221	78379	177%	234	24284	81449	83773	35700%
Invernaderos y cultivos bajo plástico	2	152	196	453	22550%	38	2307	3944	4808	12552%

*Los signos +/- representan aumento/disminución de la superficie.

**El porcentaje de cambio corresponde a 1999-2007.

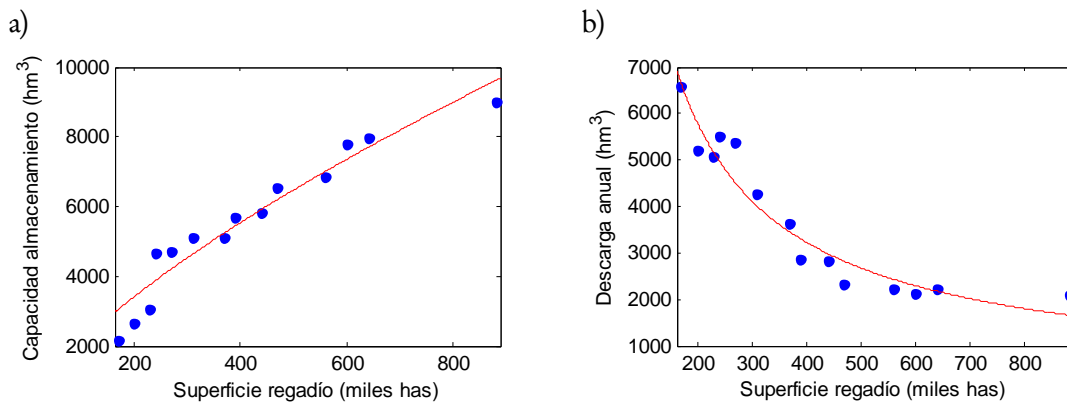


Figura 3. 4 Relación entre capacidad de almacenamiento en la cuenca vertiente al estuario y superficie en regadío (a) y entre Qa en la presa en los 20 años anteriores y la superficie en regadío (b), para el período 1931-2009.

Tabla 3. 3 Parámetros del ajuste y R^2 entre de la relaciones de ajuste potencial entre regadío-capacidad de almacenamiento y superficie en regadío- Qa en los 20 años anteriores.

Variables	Coeficientes (Intervalo de confianza al 95%)		R^2	RMSE
	a	b		
Superficie de regadío	84.14	0.6986	0.9219	565.5
Capacidad almacenamiento	(16.03, 152.2)	(0.5685, 0.8287)		
Superficie de regadío	$5.095e+005$	-0.8443	0.9285	435.7
Qa en 20 años anteriores	($5.215e+004$, $9.668e+005$)	(-1.005, -0.6839)		

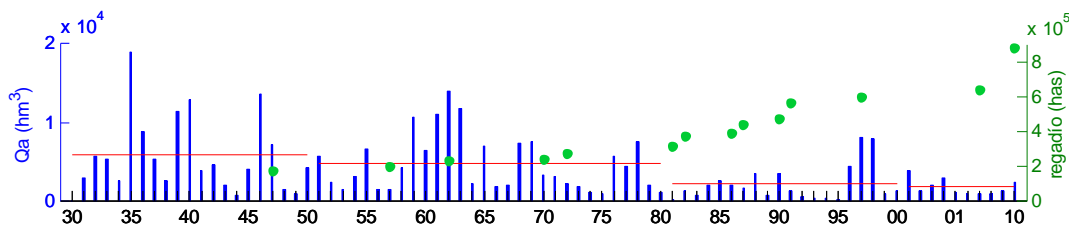


Figura 3. 5 Superficie de regadío en la cuenca y Qd en la presa de Alcalá del Río, desde 1931 a 2010.

3.4.2 Efectos de los usos de suelo en la calidad del agua del río Guadalquivir

Durante el período para el que se dispone de datos de calidad de aguas, 1981-2008, los aportes difusos responden a los usos de suelo predominantes en el área vertiente a cada punto de control, como se puede observar en la tabla 3.4, donde se muestran los cuartiles de Qm , Pm , NC , SSC y EC en los 9 puntos de control a lo largo del Guadalquivir.

Tabla 3. 4 Cuartiles de Q_m , P_m y parámetros de calidad de agua mensuales en los puntos de control.

		Q_m	NC	SSC	EC	P_m
1	q1	8.25	7.90	39.47	929	8.25
	q2	25.47	10.50	106.90	1204	25.47
	q3	49.33	12.50	199.87	1656	49.33
	q4	163.76	35.20	3284.00	2630	163.76
2	q1	21.75	3.70	61.00	947	8.02
	q2	179.98	7.04	131.00	1277	25.25
	q3	567.43	11.80	308.00	1657	49.29
	q4	2527.31	43.20	5358.00	3740	140.72
3	q1	257.92	3.57	49.00	820	7.93
	q2	511.13	7.00	88.00	1140	25.77
	q3	1032.80	10.90	183.85	1402	50.88
	q4	5283.67	30.40	3481.00	2610	195.21
4	q1	306.16	4.77	43.15	800	7.40
	q2	608.55	8.13	72.35	1045	25.96
	q3	1152.39	13.20	128.25	1315	53.45
	q4	10468.80	57.00	6906.00	3170	210.30
5	q1	9.83	5.90	46.00	782	7.24
	q2	20.32	9.70	83.00	965	26.81
	q3	36.75	14.40	138.25	1235	54.71
	q4	343.31	49.70	3615.00	2062	219.95
6	q1	273.28	9.70	55.85	979	7.23
	q2	450.37	13.70	96.00	1277	27.08
	q3	893.79	21.50	178.50	1572	58.70
	q4	23056.16	52.00	9141.00	5100	240.88
7	q1	472.62	7.52	24.00	1050	7.06
	q2	894.22	15.40	36.00	1300	26.50
	q3	1292.49	24.80	61.75	1525	58.69
	q4	43877.46	71.40	6370.00	2500	254.85
8	q1	472.62	8.10	24.15	1180	7.06
	q2	894.22	13.70	54.00	1477	26.50
	q3	1292.49	19.07	98.00	1779	58.69
	q4	43877.46	46.50	14194.00	3315	254.85
9	q1	472.62	8.00	104.00	2090	7.06
	q2	894.22	15.60	190.16	3810	26.50
	q3	1292.49	25.20	391.62	8040	58.69
	q4	43877.46	173.80	8676.00	31400	254.85

En el caso de NC , en las estaciones 4-7 se encuentran los mayores q_3 (13,14, 21 y 24 $mg L^{-1}$) y q_4 (57, 49, 52 y 71 $mg L^{-1}$) (tabla 3.4), donde el cultivo predominante son los herbáceos extensivos de invierno (cuyos requerimientos de N son de 120 $kg ha^{-1}$ (MAPA, 2000, en Ministerio de Medio Ambiente, 2007), frente a 85 $kg ha^{-1}$ (www.agroinformacion.com) requeridos por el olivar. En el caso de SSC , los mayores valores de q_3 se detectan en las estaciones 1-3 (199, 310, 183 $mg L^{-1}$) (tabla 3.4), donde a las mayores pendientes se suma la mayor superficie dedicada al cultivo de olivar (Fig. 3.6). Asimismo, se encuentra también un valor de q_3 elevado en la estación 6, que recoge los aportes de sedimentos de una extensa área de olivar. Este cultivo mantiene unas altas tasas de pérdida de suelo, muy superiores a las que se han medido en otros usos representativos en la cuenca como los cereales de invierno, los pastizales o el matorral, por presentarse en suelos con pendiente, arcillosos con baja velocidad de infiltración, escasa cobertura del terreno, etc., ello unido a la

alternancia de períodos de sequía con otros de lluvias torrenciales de elevada intensidad y a prácticas agrícolas como el laboreo, influye de forma decisiva en la aceleración del proceso erosivo. En el estuario (estaciones 8 y 9) se encuentran elevadas concentraciones de sedimentos y nitratos ya que, en el primer caso, la dinámica fluvio-mareal genera en ocasiones turbidez persistente en el tramo bajo y, en el segundo, a los aportes llegados desde la presa de Alcalá del Río se suman los generados en las áreas vertientes adyacentes, de carácter mayormente agrícola. Los mayores valores de Pm ocurren en las áreas vertientes a las estaciones 4-7, coincidiendo con las de mayor NC.

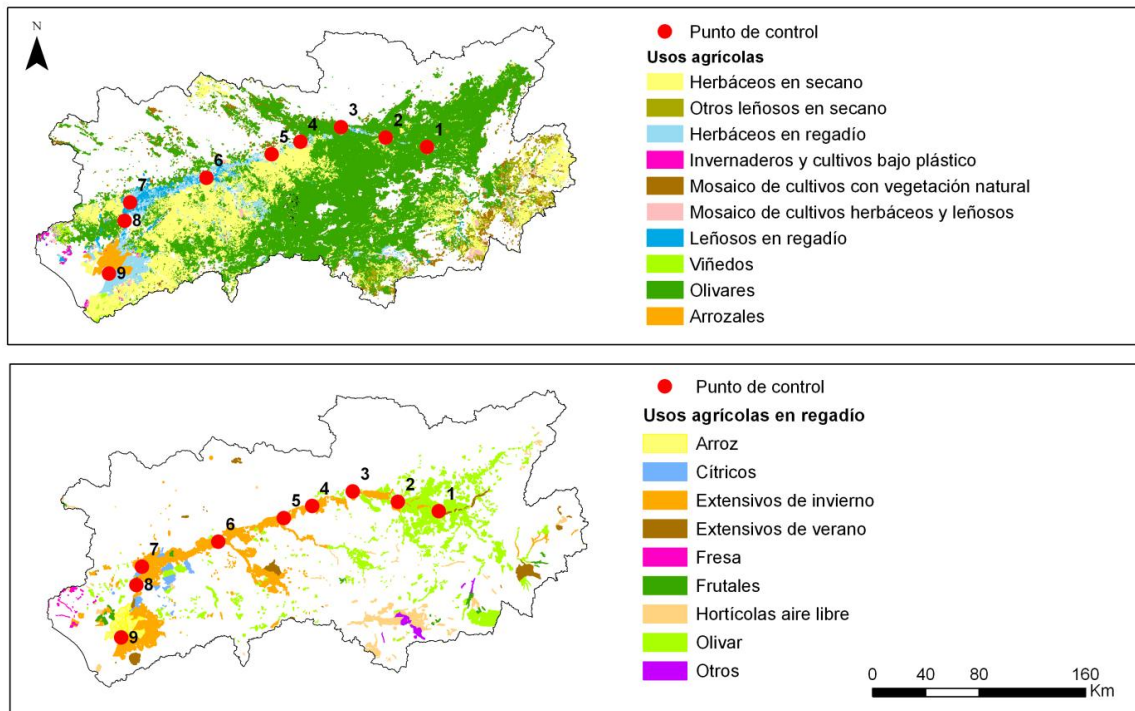


Figura 3. 6 Situación de puntos de control y distribución de los usos agrícolas y del regadío en la cuenca.

Los cambios de uso de suelo en la cuenca hacia un aumento de los cultivos en regadío y olivar se reflejan en la calidad del agua a lo largo de todo el cauce principal. Según el análisis de Mann Kendall (tabla 3.5), durante el período 1981-2008, en el caso de los nitratos se encuentra una tendencia ascendente en la mayoría de las estaciones, ya que la superficie de cultivos en regadío en la cuenca aumentó de aproximadamente 310000 ha en 1981 a 640000 ha en 2008 (Fig. 3.5). Sin embargo, en el caso de los sedimentos, no se encuentra tendencia por lo general, probablemente debido a la retención en las presas construidas durante el período, que reducen su llegada aguas abajo, por ello se detecta una tendencia descendente en las estaciones situadas más aguas abajo (6-9), más afectadas por las presas.

Tabla 3. 5 Tendencia según el test SMK durante el período 1981-2007 para cada parámetro de calidad de agua analizado, en cada punto de control y por agrupación de todos los puntos, e incremento de la superficie de olivar y cultivos en regadío desde 1956 a 2007.

Punto de control	Tendencias test SMK			
	Qd	NC	SSC	EC
1	nt	nt	nt	nt
2	-	+	-	nt
3	-	+	nt	nt
4	-	+	nt	nt
5	-	nt	nt	nt
6	nt	+	-	-
7	nt	+	-	-
8		+	-	nt
9		+	-	-
Todos	nt	+	-	nt

3.4.3 Efectos de la regulación del agua del río Guadalquivir

Para ver la continuidad de aportes a lo largo del cauce, se analizó la correlación entre los estadísticos de MK en cada estación para cada variable. En el caso de la *NC* se encuentra correlación en la mayoría de las estaciones, con coeficientes de 0.59-0.93 (tabla 3.6). Sin embargo esta continuidad de aportes no se encuentra en el caso de *SSC* (tabla 3.7), lo que demuestra de nuevo la retención de sedimentos en las presas. También la tendencia de la *EC* a lo largo del eje principal, se relaciona con la encontrada aguas arriba desde el punto de control 3 al 7, con coef. de 0.5-0.9, sin embargo en el estuario (estaciones 8 y 9) no se detecta correlación, por la afección del agua salada que llega desde el océano (tabla 3.8).

Tabla 3. 6. Correlación entre los estadísticos de MK en cada punto de control, para la variable *NC* y período 1981-2008.

	NC								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	1								
2	0.13	1							
3	0.12	0.76	1						
4	0.13	0.80	0.93	1					
5	0.42	0.70	0.79	0.80	1				
6	0.22	0.82	0.89	0.90	0.77	1			
7	0.11	0.67	0.82	0.83	0.66	0.89	1		
8	-0.20	0.46	0.44	0.48	0.24	0.56	0.59	1	
9	0.04	0.70	0.57	0.58	0.39	0.76	0.73	0.63	1

Tabla 3. 7 Correlación entre los estadísticos de MK en cada punto de control, para la variable SSC y período 1981-2008.

		SSC								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
SSC	1	1								
	2	0.27	1							
	3	0.12	0.33	1						
	4	0.14	0.25	0.86	1					
	5	0.17	0.08	0.72	0.67	1				
	6	0.13	0.57	0.44	0.55	0.32	1			
	7	0.05	0.54	0.29	0.31	0.22	0.48	1		
	8	0.35	0.56	0.24	0.38	0.15	0.67	0.50	1	
	9	-0.07	0.01	-0.31	-0.46	-0.26	0.02	0.20	-0.12	1

Tabla 3. 8 Correlación entre los estadísticos de MK en cada punto de control, para la variable EC y período 1981-2008.

		EC								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
EC	1	1								
	2	0.27	1							
	3	0.24	0.75	1						
	4	0.14	0.65	0.71	1					
	5	0.19	0.32	0.68	0.60	1				
	6	0.00	0.29	0.54	0.48	0.70	1			
	7	0.04	0.33	0.43	0.54	0.65	0.73	1		
	8	0.35	0.23	0.14	0.42	0.01	0.17	0.28	1	
	9	-0.05	-0.00	0.36	0.07	0.46	0.53	0.37	-0.11	1

3.4.4 Evolución de la regulación en la cuenca y efecto en los aportes de agua dulce al estuario

Se diferencian 4 períodos de acuerdo a la capacidad de almacenamiento mediante embalses o nivel de regulación en la cuenca aguas arriba del estuario: 1931-1937, 1937-1969, 1969-1990 y 1990-2009, cuando el nivel de regulación es de alrededor del 6, 50, 75 y 100 % del de 2009, cuando se alcanzaron los 8900 hm³ (Fig. 3.7).

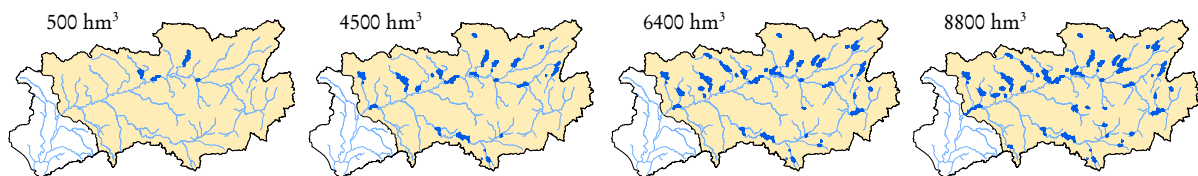


Figura 3. 7 Ubicación y capacidad de almacenamiento de embalses en la cuenca vertiente al estuario en 1937, 1969, 1990 and 2009, con un nivel de regulación del 6, 50, 75 and 100%, respectivamente.

Al analizar los datos de aforo en las cuencas vertientes al estuario, se concluyó que la presa de Alcalá del Río (punto de control 7) supone el 80% de los aportes al estuario, por lo que el estudio de su dinámica, permite prescindir del análisis del resto de cuencas vertientes

aguas abajo, que no suponen aportes de agua significativos. La Fig. 3.8 presenta la evolución de Qd durante 1931-2009 y el valor medio para los 4 períodos con distinto nivel de regulación. La magnitud de las descargas disminuye significativamente, destacando un marcado descenso a partir del inicio de los años 70, de manera que el valor medio de Qd se reduce a la mitad.

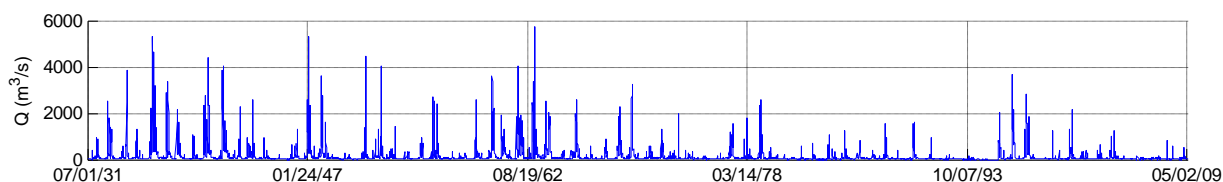


Figura 3. 8 Qd en la estación 7 durante los años 1931-2009

En la tabla 3.9 se presenta el valor de los percentiles 99, 90, 50 y 25, así como el valor medio y máximo de Qd y porcentaje de avenidas durante cada período con nivel de regulación del 6, 50, 75 y 100% del actual. En el cuarto período el p50 supone casi la tercera ($23 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) parte del primero ($67 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

Tabla 3. 9 Percentiles 99, 90, 50 y 25, valor medio y máximo de Qd y porcentaje de avenidas en los 4 períodos según nivel de regulación.

Período	1931-1937 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	1937-1969 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	1969-1990 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	1990-2010 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
Regulación	6%	50%	75%	100%
Percentil 99	2800	2159	1017	1440
Percentil 90	548	378	161	104
Percentil 50	67	56	34	23
Percentil 25	28	30	21	10
Media	232	172	85	76
Máxima	5300	5700	3200	3670
% de avenidas	62%	54%	33%	19%

3.4.5 Cambios en la continuidad del caudal del río

La Fig. 3.9 muestra la matriz de correlación entre el Qd en los puntos de control en el cauce principal (excepto en el 5, para el que no se dispone de datos de caudal para todo el período de estudio 1950-2010) y Pd en el área vertiente a cada punto de control, en los períodos definidos según el nivel de regulación. A escala diaria, la correlación entre Qd y Pd decrece desde el primer al tercer período, al igual que ocurre con el Qd a lo largo del cauce principal. Ambos aspectos podrían ser debidos a la regulación. Sin embargo, a escalas mayores (mensual y anual) las diferencias son menos pronunciadas, al reflejar el cómputo total, de manera que en el último período el coeficiente de correlación decrece en 0.22-0.2 puntos a escala mensual y en 0.06 a escala anual (tabla 3.10). A partir de la década de los 90, el Qd a lo largo del eje principal, pierde la semicontinuidad encontrada hasta entonces, posible consecuencia de la intensa regulación alcanzada hasta ese momento en la cuenca. Esto desvirtúa asimismo la relación existente entre la precipitación y caudal en la cuenca, que ya durante los años anteriores era muy débil, al estar determinada además por las

condiciones de explotación de los embalses en función de las demandas y disponibilidad de agua. Al mismo tiempo, esta discontinuidad se ve acentuada por la sequía que comenzó también a principios de los 90, y que conlleva en la mayoría de los casos una política de almacenamiento de agua, efectuándose descargas principalmente en función de la demanda del momento. En años anteriores, con menor grado de regulación, este factor no tiene una influencia tan marcada (igualmente los bienios 1938/39, 1944/45, 1963/64, y períodos 1978-1984 fueron secos).

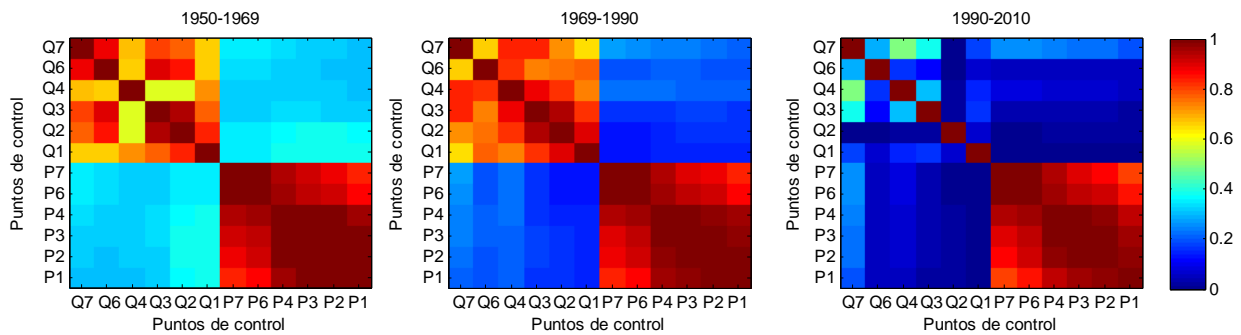


Figura 3. 9 Matrices de correlación entre Qd en los puntos de control y Pd en su cuenca vertiente en 1950-1969, 1969-1990 y 1990-2010.

Tabla 3. 10 Correlación entre la descarga media en el punto de control y precipitación media en la cuenca vertiente, a escala diaria, mensual y anual, en 1950-1969, 1969-1990 y 1990-2010.

Estación	1950-1969			1969-1990			1990-2010		
	Diaria	Mensual	Anual	Diaria	Mensual	Anual	Diaria	Mensual	Anual
1	0.35	0.66	0.85	0.26	0.55	0.67	0.20	0.6	0.86
2	0.23	0.67	0.87	-	-	-	0.05	0.48	0.71
3	0.32	0.66	0.80	0.21	0.44	0.62	0.07	0.36	0.79
4	0.32	0.62	0.79	0.15	0.38	0.58	0.03	0.36	0.79
5	0.36	0.63	0.81	0.15	0.36	0.53	0.10	0.23	0.65
6	0.37	0.49	0.60	0.14	0.73	0.93	0.02	0.00	0.80

3.4.6 Efectos en la dinámica del estuario

A la desaparición de zonas húmedas sustituidas por áreas de cultivo se une el aumento de la profundidad media del canal de navegación en el tramo medio de 4 a 6 metros y su mantenimiento mediante dragados periódicos. Esto hace que las corrientes de llenante sean mayores que las de vaciante (el dominio de la llenante es una característica de los estuarios con poca superficie de llanos mareales y marismas), favoreciendo la colmatación del estuario y la baja tasa de renovación de las aguas (Díez *et al.*, 2010). Por otro lado, el descenso en el régimen de descargas en la presa de Alcalá del Río (estación 7) genera una situación de mayor dominancia de la influencia mareal para el régimen medio de descarga desde la presa de Alcalá del Río, es decir, $63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ como valor medio de Qd y con $30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ como su valor más frecuente. A este descenso se unen la elevada dotación de agua que

requiere el cultivo de arroz, que ocupa extensas áreas en el estuario ($10400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, frente a $1500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que presenta el olivar), lo que disminuye el caudal circulante hacia el bajo estuario. Todo ello supone que las condiciones salinas se adentren hacia la cabecera del estuario en régimen normal, solo desplazadas hacia la desembocadura por las descargas extremas y excepcionales desde Alcalá asociadas a la ocurrencia de avenidas. Por ello, los principales problemas de calidad de agua en el estuario son la mayor salinidad en los tramos bajo y medio del estuario, y la persistencia de sólidos en suspensión tras avenidas extremas, que entran en conflicto con los usos socioeconómicos (cultivo de arroz y acuicultura) presentes en esta zona.

En la tabla 3.11 se presentan los percentiles 100, 90, 80 y 50 de SSC medidos a lo largo del cauce principal en el estuario y Qd en la presa de Alcalá del Río, en los días en los que se efectúan las medidas de SSC para el período en estudio 1981-2008. Existe un 10% de los datos que se separa en gran medida del resto de los valores, considerando en este grupo valores de $Qd > 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y valores de $SSC > 900 \text{ mg L}^{-1}$ en el bajo estuario (estación 9). En este grupo ocurrirán algunos de los sucesos extremos de turbidez, ya que el resto de los valores se mantiene en valores inferiores a estos rangos, encontrándose el 50% de los registros por debajo de los $27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y 103 mg L^{-1} , de Qd y SSC en el tramo bajo, respectivamente. Por ello, a efectos de aportes de sedimentos y teniendo en cuenta que, en la actualidad, la mayor parte del año el Qd en la presa es $< 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, se establecen 3 regímenes: bajo, con $Qd < 30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; alto (avenidas), con $Qd > 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (75% de los casos), causado por una intensa precipitación o descargas desde otras presas situadas aguas arriba y que puede alcanzar los $2100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (1% de los casos), y, medio, entre ambos. De la misma forma, Díez-Minguito *et al.* (2011) establecieron 2 regímenes: régimen de flujo bajo, con $Qd < 40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y en el que el estuario es dominado por la marea y bien mezclado, y régimen alto, para $Qd > 400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, en el que el estuario es dominado por el flujo fluvial.

Tabla 3. 11 Percentiles 100, 90, 80 y 50 de SSC en puntos de control en el estuario y del Qd en la presa de Alcalá del Río en los días en que se efectuaron las medidas de SSC, durante el período 1981-2008.

Variable	Estación	Percentil			
		p100	p90	p80	p50
SSC (mg L^{-1})	7 (Aguas arriba de la presa)	6370	101	71	22
	8 (estuario alto)	14194	171	113	24
	9 (estuario medio-bajo)	8676	876	480	103
Qd ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	7	2700	121	55	27

3.4.7 Régimen actual de descargas y variaciones inducidas por forzamientos antrópicos y climáticos

La Fig. 3.10.a presenta el porcentaje de avenidas debidas a eventos de precipitación en el mismo día y de 1 a 30 días antes (considerando evento, cuando Pd en la cuenca vertiente $> 0.01 \text{ mm}$). Al contrario de lo que en un principio se podría pensar, el porcentaje de

avenidas por eventos de precipitación aumenta con la regulación, del 52 al 73%. Sin embargo, cuando apenas había regulación, alrededor del 46% de las avenidas tenían lugar de 1-30 días después del evento, frente a un 7% en el período de regulación. Esto demuestra que la respuesta de la cuenca a eventos de precipitación era más lenta. El 2% de las avenidas en el primer período se debían a descargas, mientras que en el último período este porcentaje aumenta a 20%. Si se aumenta el umbral de precipitación para la definición de evento, las diferencias entre el primer período y el último aumentan, ya que con la regulación las avenidas producidas por intensas lluvias generalizadas (no locales) siempre alcanzan la presa de Alcalá del Río (Fig. 3.10.b-d).

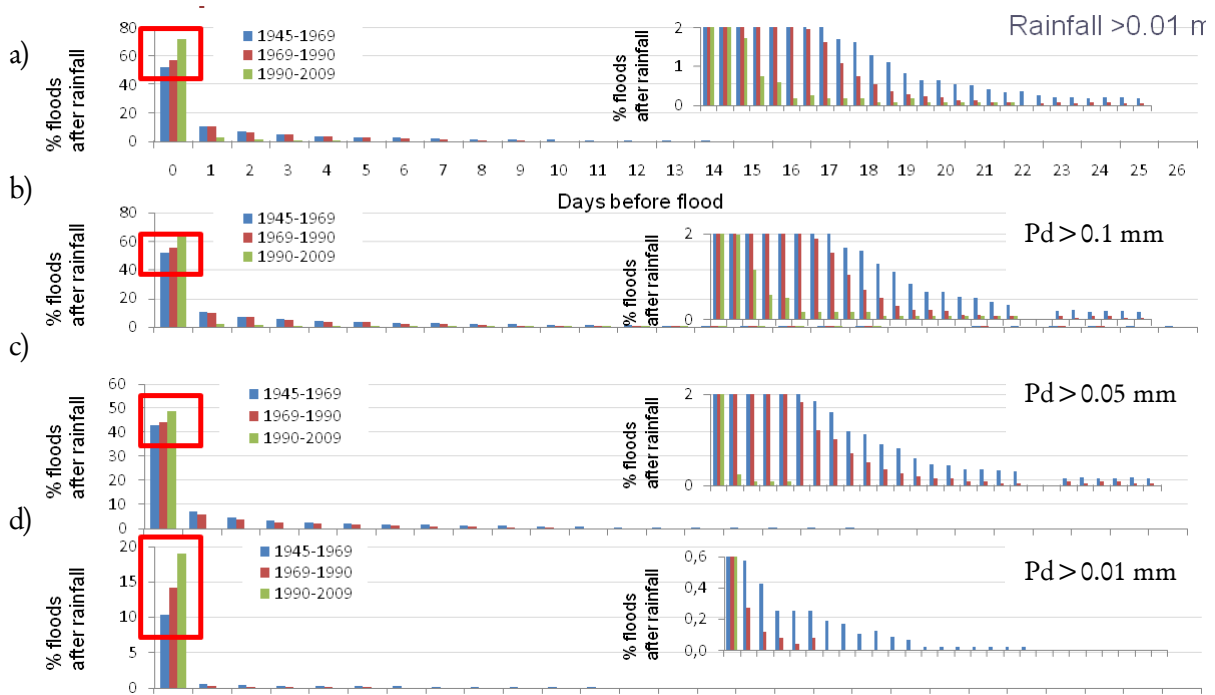


Figura 3. 10 Porcentaje de avenidas por eventos ocurridos en el mismo día (a) y ocurridos 1-30 días antes (b-d).

3.5 Conclusiones

El tipo de uso de suelo agrícola predominante en la cuenca vertiente al estuario se refleja en la calidad de agua de las estaciones de control a lo largo del eje principal del Guadalquivir durante el período 1981-2008. Valores elevados de *NC* se corresponden con áreas vertientes con predominancia de cultivos herbáceos en regadío y valores elevados de *SSC* responden a mayores superficies de olivar en el área vertiente. Por un lado, el aumento de la superficie de cultivos en regadío en la cuenca en más de 300000 has produce una tendencia ascendente de los valores de *NC* a lo largo del eje del Guadalquivir. El similar aumento de la superficie dedicada a olivar generaría en un principio mayores aportes de sedimentos, pero en este caso la tendencia es nula o descendente, debido a la retención de los mismos en las presas, a lo que apunta la no correlación entre las medidas *SSC* a lo largo del eje. Esto no ocurre en el

caso de nitratos, en los que se encuentra relación entre la concentración medida en cada estación y la medida en las estaciones aguas arriba.

El desarrollo de grandes áreas de regadío desde los años 70 (que hasta 2010 incrementan su superficie en un 260%, lo que suponen 640000 has) genera una necesidad de almacenamiento y embalse del agua en la cuenca que se traduce en la modificación del régimen de descargas en la presa de Alcalá del Río, que suponen 80% de los aportes fluviales que recibe el estuario. Así, el aumento de la superficie en regadío produce disminución de los aportes al estuario siguiendo una relación potencial descendente (con un R^2 de 0.94). El incremento en la capacidad de almacenamiento en la cuenca hasta un 6, 50, 75 y 100% del valor actual provoca un descenso de la ocurrencia de avenidas desde la presa de Alcalá del Río ocurriendo en un 62, 54, 33 y 19 % de los registros durante el período de tiempo correspondiente a cada nivel de regulación. Este cambio en el régimen de descargas desde la presa hace que descargas de $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ que durante los años 30-70 no eran significativas, en la actualidad suponen el 60% de los registros. El Qd desde 1981 es de $63 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, si bien el 50% de los días su valor medio es mucho menor ($30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Así, durante el período 1990-2008 se establecen 3 regímenes de descarga: bajo, cuando $Qd < 30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; alto (avenida) cuando $Qd > 100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, que supone el 75% de los datos, es ocasionado por una borrasca o descarga desde otras presas aguas arriba y puede incluso superar los $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (ocurre en el 1% de los registros), y medio, entre ambos.

La merma de la llegada de agua dulce al estuario ha generado la paulatina salinización de sus aguas, en términos exclusivos del equilibrio entre aportes de agua salada y agua dulce, así como numerosos episodios de turbidez permanente favorecidos por la no renovación de las aguas, que entran en conflicto con los usos socioeconómicos presentes en la zona.

Las descargas desde la presa de Alcalá del Río y su régimen estacional es el resultado de los agentes climáticos y la regulación ejercida en la cuenca aguas arriba de la presa. La regulación reduce la correlación entre descargas y precipitación en la cuenca vertiente de 0.4 a 0 y entre descargas a lo largo del eje del Guadalquivir de 0.8 a 0.3, sin embargo aumenta la correlación entre avenida y evento de lluvia en el mismo día desde un 52 a un 73% de los casos.

A la vista de los resultados, se requiere un manejo integrado de la cuenca considerando cualquier actuación que pueda tener consecuencias en la conservación del estuario, teniendo en cuenta todos los factores antrópicos, climáticos, fluviales y mareales que intervienen en la dinámica del sistema.

Capítulo 4: Evolución histórica de la turbidez en el estuario del Guadalquivir y escenarios desencadenantes

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados como comunicación oral en el congreso River Flow y publicados:

Bramato, S., Contreras, E., Polo, M.J., Losada, M.A. An integrated database manager to forecast estuarine dynamics and water quality in the Guadalquivir river (Spain). *River Flow* 2010, 2, 1415-1420.

El capítulo íntegro está en proceso de ser enviado a la revista *Estuaries* para su publicación.

Resumen

A partir de datos de concentración de sólidos en suspensión (SSC) con frecuencia mensual, se lleva a cabo el estudio de la turbidez en el estuario del Guadalquivir desde 1981 a 2008. Episodios de turbidez elevada ($1000-20000 \text{ mg L}^{-1}$) ocurren en un 9% de los casos y en su mayoría están relacionados con descargas en la presa de Alcalá del Río, en la cabeza del estuario. Descargas $> 400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ llevan asociadas elevadas SSC, que se reflejan en episodios de turbidez a lo largo de todo el estuario. Sin embargo, descargas $> 90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ también producen elevada SSC en el tramo medio-bajo si ésta ocurre durante marea viva (MV). En éste último caso se alcanzan en el tramo medio y bajo del estuario SSC muy superiores a las de la descarga, lo que indica procesos de resuspensión y movimiento de la zona de máxima turbidez (ETM) durante las MV. Por otro lado, vientos del sureste (SE) producen una dinámica de oleaje hacia tierra que impide la exportación de los sedimentos hacia el mar, permaneciendo la turbidez varios meses. Sin embargo, descargas $> 1500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ tienen capacidad suficiente para exportar los sedimentos hacia el mar, sean cuales sean las condiciones mareales y climáticas. Además se constatan episodios de turbidez en períodos sin descarga en la presa, en los que una borrasca en la costa con precipitación y fuertes vientos del SE genera elevada SSC en el bajo estuario durante MV.

4.1 Introducción

La dinámica de la turbidez en estuarios depende, principalmente, del caudal del río, de la onda de marea, de las condiciones atmosféricas en el exterior del estuario, velocidad y dirección del viento y del comportamiento de la pluma de descarga, ya que existe, además

de los aportes de sólidos en suspensión (ss) asociados a la descarga fluvial, entrada de ss desde el mar. Esto último depende de las condiciones oceanográficas en el exterior del estuario, principalmente por el incremento de la capacidad de puesta en suspensión, de las dinámicas de oleaje y viento (fenómenos de “upwelling” y “downwelling”), de la forma de la pluma de descarga y del “tamponamiento” de la descarga (efectos inducidos por la corriente de Ekman). La exportación de sedimentos requiere que el balance de masas a largo plazo se acople sólo durante grandes eventos, cuando la cuña salina esté situada en la boca del estuario y el flujo cercano al fondo sea hacia el mar. En situación de dominancia del estado de flujo, el estuario tiende al llenado aguas arriba de sedimentos traídos desde el mar o desde el río, al tiempo que la profundidad de las aguas someras y el incremento de la fricción afectan al volumen del prisma de marea y a la respuesta mareal, de modo que las corrientes disminuyen. En cambio, en dominancia del estado de reflujos, el estuario tiende al vaciado de sedimentos, incrementando la profundidad del agua y alterando la respuesta hacia la dominancia de flujo (Dyer, 1997).

Con independencia del origen marino o terrestre de los sedimentos, la capacidad de transporte de un flujo de agua, así como el diámetro de las partículas que permanecen en suspensión, aumenta en términos medios con el módulo de su velocidad; y viceversa. Así, los sedimentos que dominan en un estuario son aquellos de tamaños finos que han superado las pérdidas de carga hidráulica del cauce principal a lo largo de su recorrido desde las cuencas de cabecera hasta el borde continental, y la retención de los embalses que regulan la red fluvial. La amplitud de las descargas primaverales y su sincronización con respecto al ciclo de mareas muertas (MM) causa gran variación interanual del flujo de sedimentos, resultando estas variaciones de la removilización de los sedimentos depositados previamente o de la masa que excede las entradas anuales desde la cuenca (Geyer *et al.*, 2001). Según Sanford (2001) el incremento en la velocidad de sedimentación de las partículas, difiere según la estación del año en la que tenga lugar la liberación de sedimentos, con lo que durante grandes eventos de flujo, las partículas pueden llegar a la zona de máxima turbidez (ETM), ser retenidos muy eficientemente en la misma, manteniéndose en suspensión durante varios ciclos de marea y progresando aguas arriba (si proceden del mar) o abajo (si proceden del río) en el estuario, o bien depositarse antes de alcanzarla, según el tamaño de las mismas. El estudio de los sedimentos constituye uno de los aspectos principales en el conocimiento de las características físico-químicas de los sistemas estuarinos, ya que en ellos tienen lugar importantes contrastes entre masas de agua. La variación estacional de la textura sedimentaria puede permitir el establecimiento de las zonas de depósito de la carga de fondo y de la zona de mezcla salina, ya que en esos momentos es cuando se producen los principales procesos de floculación y decantación, quedando ambos registrados en los sedimentos (López-González *et al.*, 2006).

En estuarios parcialmente mezclados o bien mezclados, la EMT se alcanza cerca de la interfaz del agua dulce con el límite salino, que a su vez está determinado por la fuerza de la circulación estuarina (Festa y Hansen, 1978). Sin embargo, a menudo se pueden separar, ya

que el retraso la ETM y posterior transporte inducido meteorológicamente o por el flujo del río, inducen al movimiento del límite salino (Allen *et al.*, 1980; Gelfebaum, 1983; Uncles y Stephens, 1989; Le Bris y Glemarec, 1996; Mitchell *et al.*, 1998, Sanford, 2001). Por otro lado, las condiciones salinas de las aguas del estuario favorecen la formación y mantenimiento de flóculos (por aumento de su cohesividad y fomento de colisiones entre partículas individuales de bajo diámetro), agregados estables de partículas de arcilla y limos más finos, de tamaño equivalente a los tamaños medios y mayores de la categoría limo y que sedimentan como diámetros equivalentes mayores (Manning, 2010). Incrementos del flujo del río suelen aumentar la estratificación, sin embargo, como ésta además depende de la longitud y profundidad del estuario, condiciones mareales y descargas fluviales similares, en estuarios de distintas dimensiones producirán diferente grado de estratificación (Dyer, 1997). Según Geyer *et al.* (1998) la supresión de la mezcla turbulenta por estratificación de la densidad aguas abajo del límite salino, amplifica la eficiencia de atrape para un rango de velocidad de sedimentación de las partículas más rápido. Estas y otras cuestiones han sido investigadas en varios estuarios, como el del Hudson, Tamnar, Columbia, Chesapeake, Elbe, Humber, Kennebec, Weser, etc.

Niveles elevados de ss en el estuario del Guadalquivir ponen en peligro el ya frágil equilibrio de un ecosistema castigado por la presión de la manifiesta intervención humana en la zona. Asimismo dificultan y llegan a imposibilitar el riego de numerosas zonas cultivadas en el estuario, entre otras, los arrozales. Estas condiciones se agravan cuando se producen asociadas a incrementos de la salinidad del agua; de hecho, el control de la cuña salina y su desplazamiento hacia la desembocadura es uno de los fines de los desembalses que se producen durante la campaña de riego. En este trabajo se presenta un estudio histórico de los episodios de turbidez y agentes fluviales, climáticos y marítimos medidos a lo largo del estuario del Guadalquivir. Temporales en la zona costera y borrascas en el estuario, abundantes precipitaciones y consecuentes descargas excepcionales desde la presa de Alcalá del Río (en la cabeza del estuario), ciclos de marea y parámetros atmosféricos como velocidad y dirección de viento y presión atmosférica, regulan la persistencia o la disminución de ciertos valores de turbidez. El estuario, de dinámica compleja, con procesos de origen fluvial, litoral, meteorológico, humano...interaccionando de forma continua pero con diferentes escalas espaciales y temporales, está enmarcado en un contexto climático típicamente mediterráneo pero a la vez sometido a la influencia atlántica y a una intensa regulación por embalses, lo que le confiere un singular carácter que le diferencia de otros estuarios de la península.

4.2 Área de estudio y datos

4.2.1 Hidrografía

The Guadalquivir estuary is situated in southwestern Spain, occupying an area of approximately 9500 km² of the 57400 km² making up the whole of the actual hydrographic basin of the Guadalquivir River, and it is affected by the general dynamics of the Gulf of Cadiz waters and by very ample tides. Although it receives a marked Atlantic influence, the Mediterranean climate in which it is framed means that, in general, most of the rainfall is concentrated in the winter months, with peak values going from November to March. The mean annual rainfall for the period from 1945 to 2010 was of 530 mm.

The contribution of fresh water to the estuary is subject to an intense regulation from the Alcalá del Río dam (110 km from the river mouth), which blocks the tidal wave upstream. Also, there are fluvial inputs, both regulated by reservoirs and in a natural regime, from the basins flowing into the system downstream from the dam (Fig. 4.1). However, their amount is several orders of magnitude lower with respect to the inputs from the dam. Since the 1930's, the regulation capacity in the watershed has been increasing both in the main body of water and in its tributaries. The contribution of water from the whole watershed flowing into the last receiver of the network of reservoirs (Alcalá del Río dam) has provided a mean daily flow around 10 m³ s⁻¹ during the last 20 years. After rainfall events, discharge pulses lasting from 1 to several days take place, with values ranging between one and two orders of magnitude higher (10²-10³ m³ s⁻¹) after extreme events. Moreover lower discharges are also produced at irrigation times to control the salt intrusion for agricultural purposes (100 m³ s⁻¹). The input of salt water is fundamentally associated with the tidal dynamics of an essentially semi-diurnal nature, varying its amplitude in cycles of live and neap tides, of approximately 14 days and a half. Twice a year, coinciding with the equinoxes, the highest live and neap tides occur. It is a meso-tidal estuary with a breadth varying approximately between 800 m and 200 m, and an average depth of 7.1 m. Depth and velocity at each point of the estuary, depends on the behavior of the tidal wave, in particular on its components M2, S2 and their corresponding harmonics, which provide the asymmetry of the tide and of the velocity field. The spatial evolution of the wave celerity in each stretch of the estuary is indicative of the equilibrium or disequilibrium between the asymmetry and the bottom friction. Under normal flooding conditions, the high average velocity associated with the tidal wave, around 1 m s⁻¹, with respect to the small flow of fresh water, characterizes the estuary, according to the classification of Pritchard (1952), as being vertically homogeneous or well mixed, this characteristic being partly altered during periods of heavy floods (Álvarez *et al.*, 2001). Thus, the regime of impulse discharges, together with the quasi-one-dimensional morphology and a prominent reflection of the tidal wave in the dam, directly affect substance dynamics and transport.

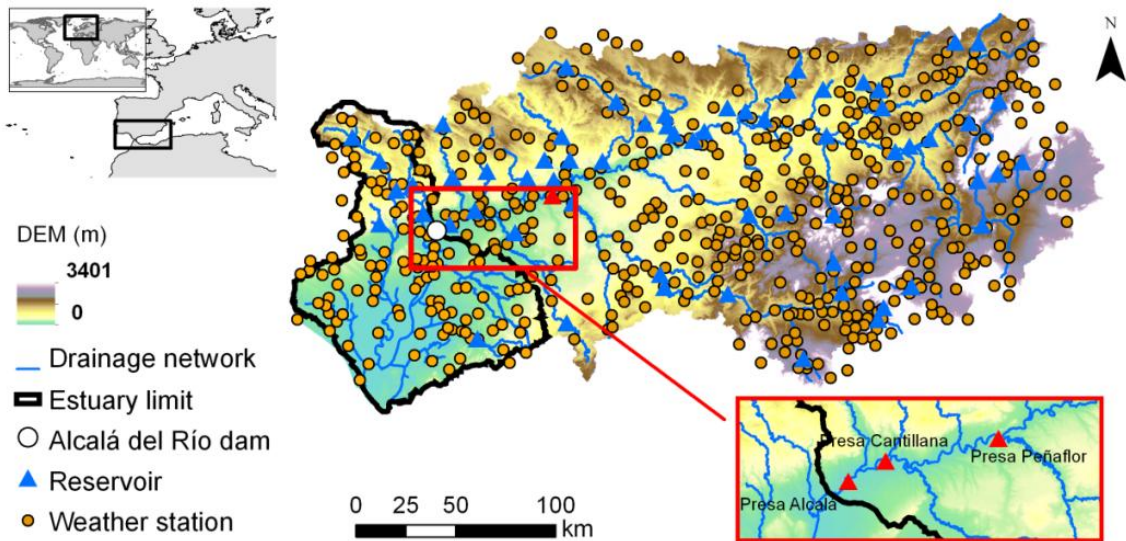


Figura 4. 1 Ubicación de la zona de estudio, límite del estuario, presas de Alcalá del Río, Cantillana y Peñaflores.

4.2.2 Zona de máxima turbidez

In an estuary, one or several areas where Estuarine Turbidity Maxima (ETM) is produced can be localized, and they move up or down it cyclically. These maximum turbidity points signify the areas where the entry of the tidal flow is significantly reduced, and the sediments dragged along by it and those transported by the freshwater flow meet up, and remain in suspension in areas of very low or null net velocity, slowly decanting. They are therefore usually located in the medium-low stretches of the estuary, depending on its length and on the tidal dynamics. Also, since salinity favours flocculation of the sediments, the latter tend to decant with a greater ease in the areas dominated by the tides; in partly or well mixed estuaries, the area with the highest turbidity (ETM) is reached in low salinity zones.

According to Díez-Minguito *et al.*, 2011, at tidally-averaged scale there are two ETMs, the first, downstream, is mainly due to the increment in the re-suspension capacity because of a significant transverse circulation in areas with small curvature radii. The second, upstream of the estuary, could even reach the dam itself and is associated with the presence of the null point of saline intrusion and with the stationary nature of the wave propagation in this stretch of the estuary. El límite de intrusión salina tiene su máximo en verano y llega a alcanzar los 70 km estuario arriba, decreciendo durante el otoño e invierno, cuando retrocede hasta los 40 km. Throughout the year, the ETMs are displaced up or down from the main channel, depending on the tidal surge and on the magnitude of the fluvial discharges, whose synchronization with respect to the cycle of neap tides causes a great interannual variation in the sediment flow.

4.2.3 Datos fluviales, mareales y climáticos disponibles

La circulación de agua y sustancias en el estuario se producen a diferentes escalas temporales, desde corto hasta largo plazo, asociadas a procesos continuos (dinámica mareal y derivadas) o discontinuos (ocurrencia de precipitación). La interacción de procesos meteorológicos, fluviales, mareales y litorales precisa destacar las diferentes escalas con que cada uno de ellos sucede para comprender su desfase/acoplamiento y las tendencias en la dinámica del estuario a corto, medio y largo plazo.

4.2.3.1 Variables de estado

Las actuales redes de monitorización establecidas por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG), encargada del manejo integral del agua en la cuenca, para el control de las aguas continentales (ríos, embalses, lagos y humedales), son dos: (1) Red Integral de Calidad de Aguas (ICA), que se basa en muestreos con frecuencia mensual durante el período 1981-2008 (estaciones A-C en Fig. 4.2); (2) y la red de estaciones de muestreo automático (con 15 min de frecuencia) del Sistema de Información Automática de Calidad de Aguas (SAICA), durante el período 2004-2010 (estación A en Fig. 4.2). Hay además (3) una red de embarcaciones para el control de la turbidez y salinidad establecida por la Junta de Andalucía (JA), que realiza muestreos con frecuencia semanal durante 2008-2010 (estaciones 1-10 en Fig. 4.2).

❖ Turbidez y Concentración de sólidos en suspensión

Se entiende por turbidez (*Turb*) la falta de transparencia de un líquido, debido a la presencia de partículas en suspensión. La turbidez se mide en Unidades Nefelométricas de turbidez (NTU) y proporciona además una estimación de la concentración de sólidos en suspensión (SSC) en mg L^{-1} , lo que de otra forma es un parámetro tedioso y no fácil de medir. Los ss son partículas sólidas pequeñas, inmersas en un fluido en flujo turbulento que actúa sobre la partícula con fuerzas en direcciones aleatorias, que contrarrestan la fuerza de la gravedad, impidiendo así que el sólido se deposite en el fondo. Los factores que influyen para que una partícula no se decante en el fondo son el tamaño, densidad y forma de la partícula y la velocidad y densidad del agua.

Se dispone de medidas de SSC en estaciones de las redes ICA y JA. Esta última dispone también de datos de turbidez, al igual que la red SAICA.

❖ Salinidad y Conductividad

La salinidad (*Sal*), medida en mg L^{-1} , es el contenido de sal disuelta en un cuerpo de agua, y se estima mediante la conductividad eléctrica (*EC*), en $\mu\text{S cm}^{-1}$, que se define como la capacidad de una sustancia de conducir la corriente eléctrica. El análisis de estas variables permite determinar su influencia en la turbidez de las aguas del estuario, ya que representan en gran medida el grado de predominio de la componente mareal sobre la fluvial.

Las 3 redes de calidad de agua mencionadas (ICA, JA, SAICA) disponen de registros de EC.

4.2.3.2 Variables medias registradas

❖ Descarga en la presa de Alcalá del Río

El Servicio de Alerta e Información Hidrológica (SAIH) del Guadalquivir dispone de series de *descarga media diaria* (Qd), en m^3s^{-1} , en la presa de Alcalá del Río desde 1931, así como de series aforo en diversos afluentes del Guadalquivir vertientes al estuario. Sin embargo, los aportes fluviales desde estos últimos son varios órdenes de magnitud menores que los aportes desde la presa por lo que, a efectos de analizar la influencia de la componente fluvial en el estuario, se utilizaron los datos de Qd en la presa de Alcalá del Río.

❖ Precipitación y viento en el estuario y cuenca vertiente

Se dispone de 490 estaciones climáticas (Fig. 4.2) en el estuario y cuenca vertiente, suministradas por la Agencia Estatal Meteorológica (AEMET), con datos de precipitación diaria (Pd), en mm. Con ellas se calcula la precipitación media diaria en la cuenca vertiente a la presa, teniendo en cuenta la influencia de la topografía (Herrero *et al.*, 2007).

4.2.3.3 Variables medias simuladas

❖ Marea astronómica

La marea astronómica (Mar) se define como la oscilación periódica del nivel del mar que resulta de la atracción gravitacional de la Luna y el Sol que actúa sobre la Tierra en rotación. Desde julio 1992 se dispone de datos horarios de marea, en m, en el puerto de Bonanza, obtenidos tras aplicar a los datos observados cada 5 minutos un filtro digital centrado, suministrados por Puertos del Estado. La aplicación de dicho filtro elimina cualquier componente de energía con período inferior a 1 h. Esta variable permitirá analizar la influencia de la componente mareal durante cada período de estudio.

❖ Altura de ola significativa, dirección media de procedencia del oleaje, intensidad y velocidad de viento en la desembocadura

En la desembocadura, en una estación marítima próxima a la desembocadura, se dispone de datos de altura de ola significativa (HmO), dirección media de procedencia del oleaje (DmO), velocidad (Vv) y dirección (Dv) de registrados a intervalos de 10 min y promediados a 3 horas, medidos en m, $m s^{-1}$ y grados ($0^\circ:N-90^\circ:E$), respectivamente, y obtenidos a partir de modelos numéricos HIRLAM Y WAM, operativos en la AEMET, que representan valores con intervalo de 3 horas. El período de datos disponible en esta estación es desde 2006-2010. Fuera de la desembocadura los sensores atmosféricos se encuentran menos distorsionados por la interacción con elementos terrestres, por lo que reflejan mejor las condiciones de mar abierto que fuerzan los procesos oceanográficos que afectan a la desembocadura.

En la Fig. 4.2 se muestra la ubicación de las estaciones pertenecientes a las distintas redes de medida que se han utilizado en el presente trabajo: estaciones marítimas ubicadas frente a la desembocadura (cerca de la costa) y mar adentro, estaciones fluviales situadas en el cauce principal y, finalmente, estaciones terrestres o climáticas ubicadas en toda la cuenca hidrográfica del estuario.



Figura 4. 2 Puntos de control de las variables de estado y localización de estaciones marítimas, fluviales y terrestres.

4.3 Metodología

Debido a las diferentes características de cada base de datos (frecuencia, extensión, fuente, formato de los archivos) se llevó a cabo una importante labor de preprocesado, filtrado y detección automática de outlets. Para ello se desarrolló una herramienta con interfaz de usuario en Matlab (Bramato *et al.*, 2010) que permitía la visualización conjunta de varias variables medidas en diferentes estaciones.

4.3.1 Análisis de la evolución histórica de la turbidez y salinidad en el estuario

Se analizó la evolución durante 1981-1994 (período seco) y 1995-2008 (período húmedo) de Qd en la presa, SSC y EC en el estuario a partir de registros instantáneos en estaciones ICA situadas aguas arriba de la presa (estación A), en el tramo alto (estación B) y en el tramo medio-bajo (estación C) del estuario (Fig. 4.2). Con ello se pretende demostrar la incidencia que los aportes fluviales desde la presa pudieron tener en la turbidez y salinidad del estuario.

4.3.2 Determinación de la frecuencia relativa de sucesos extremos y relación descarga-turbidez

Se llevó a cabo un análisis de frecuencia relativa acumulada de los valores de SSC en las estaciones ICA A, B, y C y de Qd en la presa, para determinar los valores más y menos

frecuentes durante el período de estudio 1981-2008. Con ello se definieron los valores umbral de turbidez considerada como baja, media y alta. Además se analiza la relación lineal entre ambas variables en las 3 estaciones, para definir el valor de Q_d en cada caso, capaz de originar episodios de turbidez extrema

4.3.3 Análisis del tamaño de los ss a lo largo del estuario

Utilizando las medidas de *Turb* y *SSC* de la red JA se evaluó en cada estación la pendiente de la recta de regresión entre ambas variables. La pendiente de esta recta guarda relación con el tamaño de las partículas en suspensión, de manera que, a igual valor de turbidez, una concentración mayor implica un mayor tamaño de las partículas en suspensión, por lo que mayor pendiente corresponderá a partículas de mayor tamaño o flóculos, y viceversa (Baker y Lavelle, 1984; Sanford *et al.*, 2001). Ello arroja información de utilidad a la hora de caracterizar la dinámica de ss en cada tramo atendiendo a su mayor o menor velocidad de sedimentación debido a su tamaño y a cambios en ésta tras descargas desde la presa y su influencia en los procesos de floculación/sedimentación.

4.3.4 Definición de escenarios desencadenantes de la turbidez y su evolución en el tiempo

A medida que se retrocede en el tiempo, se encuentra mayor carencia de información, desde los registros más antiguos (con frecuencia de medida mensual) la frecuencia de muestreo de datos de calidad de agua aumenta para años más recientes (de hasta 15 min). Los datos mensuales (red ICA), por la falta de información que conlleva esta frecuencia de medida dada la alta variabilidad de la turbidez y salinidad del agua en el estuario, no permiten determinar con exactitud el origen y desarrollo de episodios de turbidez. Por este motivo, los sucesos más recientes se podrán examinar con un mayor detalle, mediante los registros continuos de *Turb* y *EC* de la estación SAICA aguas arriba de la presa de Alcalá del Río, durante 2004-2010 y medidas puntuales realizadas por las estaciones JA durante 2008-2010. La menor escala espacial y temporal (15 minutos y 1 semana, respectivamente), a las que realizan estas medidas permite conocer con mayor fiabilidad la evolución en el tiempo y en el espacio de un episodio de turbidez así como profundizar en sus posibles causas y procesos amplificadores (Contreras y Polo, 2012).

Los agentes forzadores del sistema son, fundamentalmente, meteorológicos (de clima marítimo y terrestre) y debidos a la acción del hombre (descargas desde la presa), si bien estos últimos están relacionados con la secuencia meteorológica terrestre aguas arriba de la presa. En este caso se establecen dos hipótesis de partida, escenario de las condiciones para la generación de episodios de turbidez extrema. Ambas están asociadas a un forzamiento intenso y rápido del sistema, ligado al paso de una borrasca, que origina cambios bruscos en las condiciones de turbidez y salinidad a lo largo del estuario:

- (1) Borrasca en la cuenca vertiente al estuario, donde juega un importante papel las variables Pd , Qd en la presa, Mar , Vv y Dv en la costa
- (2) Temporal en la costa, corresponde a una situación con escasa o nula descarga en la presa, pero con influencia de Mar , Pd , Vv y Dv en la costa.

En función de las variables en estudio (de estado, climáticas y mareales, medidas y simuladas) en cada punto del estuario en el momento de la borrasca, se generará o no turbidez y ésta permanecerá durante varios meses o por el contrario desaparecerá tras la exportación de sedimentos hacia el océano.

4.4 Resultados

4.4.1 Turbidez, salinidad y aportes fluviales desde los 80

Durante el período 1981-2008 el aumento de la SSC en los 3 puntos de control se corresponde con grandes descargas en la presa, aunque este aumento difiere en magnitud según se trate de un tramo u otro. En la estación C se encontró la mayor concentración media para ambos períodos (540 mg L⁻¹ en el primer período y 346 mg L⁻¹ en el segundo), lo que apunta a una mayor acumulación de sedimentos en esta zona (Fig 4.3). La diferencia de magnitud de las descargas en la presa entre el período seco y el húmedo causa además episodios de turbidez de diferente intensidad. Durante el período húmedo, en los años 1995-1998, tras descargas del rango de 2000-4000 m³s⁻¹, en la estación C no se detecta SSC superior a 900 mg L⁻¹, mientras que durante los años 1999-2004 se detectan SSC de 1000-4000 mg L⁻¹. Sin embargo, durante 1981-1994 (período seco), las menores descargas (< 1500 m³ s⁻¹) con menor capacidad de transporte de sedimentos hacia la boca del estuario, originan en la estación C valores de SSC aún mayores, rozando los 10000 mg L⁻¹. Se observa la coincidencia de la bajada de EC con mayores descargas, así como una recuperación más lenta en la estación C. Es en esta estación donde se encuentran las mayores variaciones, reflejo de la mayor influencia mareal, pero también fluvial) situándose en 31400 y 8075 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para el período 1981-1994 (seco) y en 27700 y 3743 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para el período 1995-2008 (húmedo). Durante el período húmedo la tendencia es más suavizada a partir del año 2000, en el que la magnitud de las descargas disminuye con respecto a los 5 años anteriores.

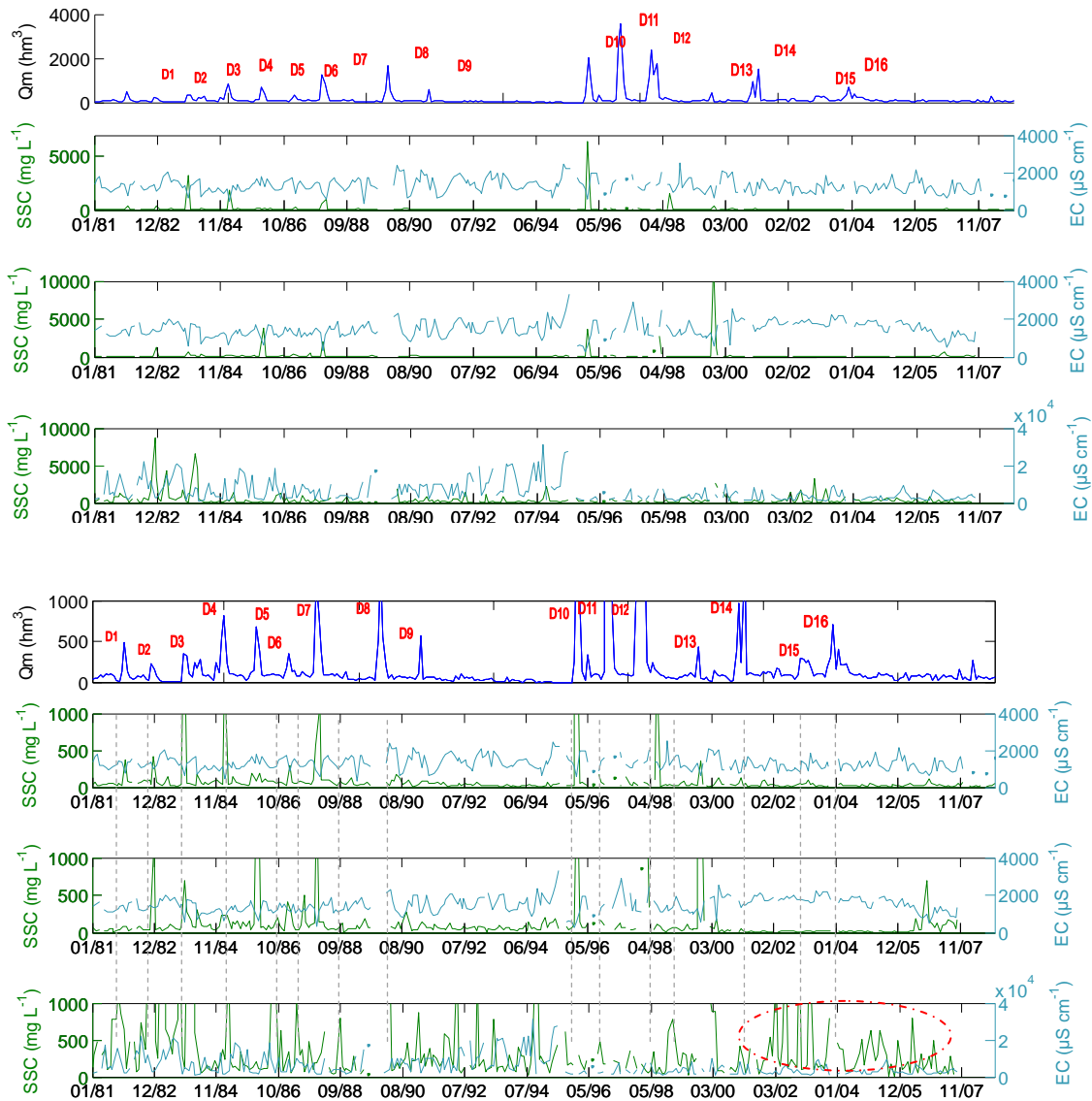


Figura 4. 3 Q_m en la presa, SSC y EC en estaciones ICA situadas a lo largo del eje principal del estuario durante 1981-2008 (a) y detalle mostrando los valores inferiores a $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y 1000 mg L^{-1} (b).

4.4.2 Definición de turbidez baja, media y extrema

El análisis de frecuencia acumulada relativa de los valores de SSC en los puntos de control (Fig. 4.4) muestra que tan sólo un 10% de las medidas superan los 149 mg L^{-1} , en la estación A, y de 168 mg L^{-1} en la estación B. Sin embargo, en la estación C el 50% de los datos sobrepasan estos valores (p50 de 190 mg L^{-1}), existiendo un 10% de los registros que superan los 862 mg L^{-1} . Por otro lado, tan sólo un 10% de los valores de Q_d en la presa superan los $96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y en un 50% de los casos la descarga es inferior a $24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Fig. 4.4), lo que hace pensar que este umbral de Q_d genera la mayor parte de los episodios de turbidez. Según esto existe un 10% de los datos que se separa en gran medida del resto de los valores, considerando en este grupo valores de Q_d de $90\text{-}3600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y valores de SSC en la estación C que varían entre $900\text{-}8700 \text{ mg L}^{-1}$. Así, en el tramo medio-bajo, los valores de SSC registrados se pueden agrupar en 3 intervalos: *turbidez baja*, referida a valores del orden de

10 mg L⁻¹, *turbidez media*, referida a valores de SS del orden de 10² mg L⁻¹, y *turbidez extrema* (picos), incluyendo en este grupo valores de SSC del orden de 10³ mg L⁻¹, que pueden alcanzar hasta 10⁴ mg L⁻¹ (como se comprobará con los datos de la red JA). La turbidez extrema, es más frecuente en la ETM (estación C), donde ocurre en un 9% de los registros ICA, mientras que en A y B ocurre en un 2 % y 3%, respectivamente.

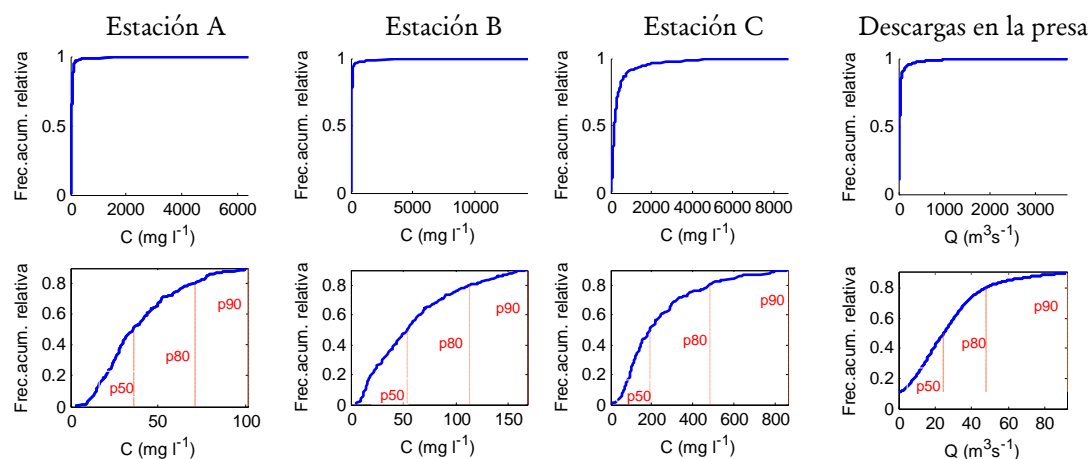


Figura 4. 4 Curvas de frecuencia acumulada de los valores de SSC en las estaciones ICA situadas a lo largo del cauce principal y de Qd en la presa (arriba) y eliminando valores extremos que suponen el 10% de los registros (abajo). Período 1981-2008.

4.4.3 Umbral de descarga en la presa capaz de generar turbidez extrema en cada tramo

La Fig. 4.5 presenta la relación entre SSC en las estaciones ICA A y B y Qd en la presa en el mismo día, durante el período 1981-2008. En ambas estaciones se encuentran valores elevados de SSC cuando Qd supera los 400 m³s⁻¹. Se observan varias excepciones correspondientes a 2 escenarios (círculo amarillo en Fig. 4.5): con Qd elevado (700 y 1500 m³s⁻¹) se mide baja SSC (50 mg L⁻¹); sucede tras un período de 2-3 meses con descarga continua de 50-400 m³s⁻¹ o superior; y con Qd medio (67 m³s⁻¹) se registra alta SSC (1575 mg L⁻¹); la descarga tiene lugar tras un período húmedo de 2 meses, durante el que suceden descargas continuas de 50-100 m³s⁻¹.

La mayoría de las veces, las medidas en las estaciones A y B son efectuadas en días diferentes, sin embargo, cuando la fecha de medida coincide y se detecta elevada SSC en A, ésta también se ve reflejada en B (círculos rojo y azul en Fig. 4.5). Así, el aporte de sedimentos desde la presa se manifiesta directamente en la estación B. Sin embargo, aguas abajo, existe un desfase entre la descarga en la presa y la alta SSC en los distintos tramos a lo largo del estuario, que será mayor a medida que se avanza hacia la desembocadura y los procesos de flujo/reflujo y de sedimentación/resuspensión en el tramo bajo cobran importancia (Contreras y Polo, 2012). A ello se suma la baja frecuencia a la que son

tomadas las medidas, y que el estado de la marea, llenante/bajante o viva/muerta, va a influir directamente en la medida de SSC. Por ello, al analizar un episodio de turbidez en el tramo bajo, se ha de atender a las descargas ocurridas suficiente tiempo atrás, la Fig. 4.6 muestra la relación entre el valor de SSC en C y la máxima descarga en la presa en los 2 meses antes, durante el período 1981-2008. Se detectan a lo largo del período 5 episodios de turbidez permanente durante 2-10 meses (en Fig. 4.6 los puntos del mismo color corresponden a un mismo episodio de turbidez) y 9 episodios de turbidez puntual. En el primer caso, la SSC es de 2000-6000 mg L⁻¹, mientras que en el segundo se sitúa en 1000-2000 mg L⁻¹.

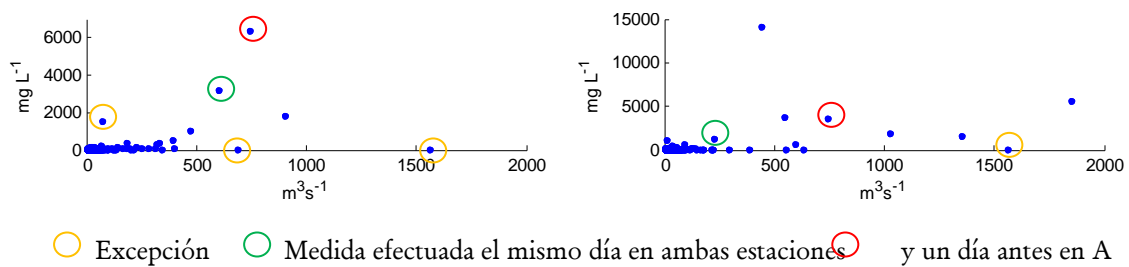


Figura 4. 5 Dispersión entre SSC en A y B y Qd en la presa.

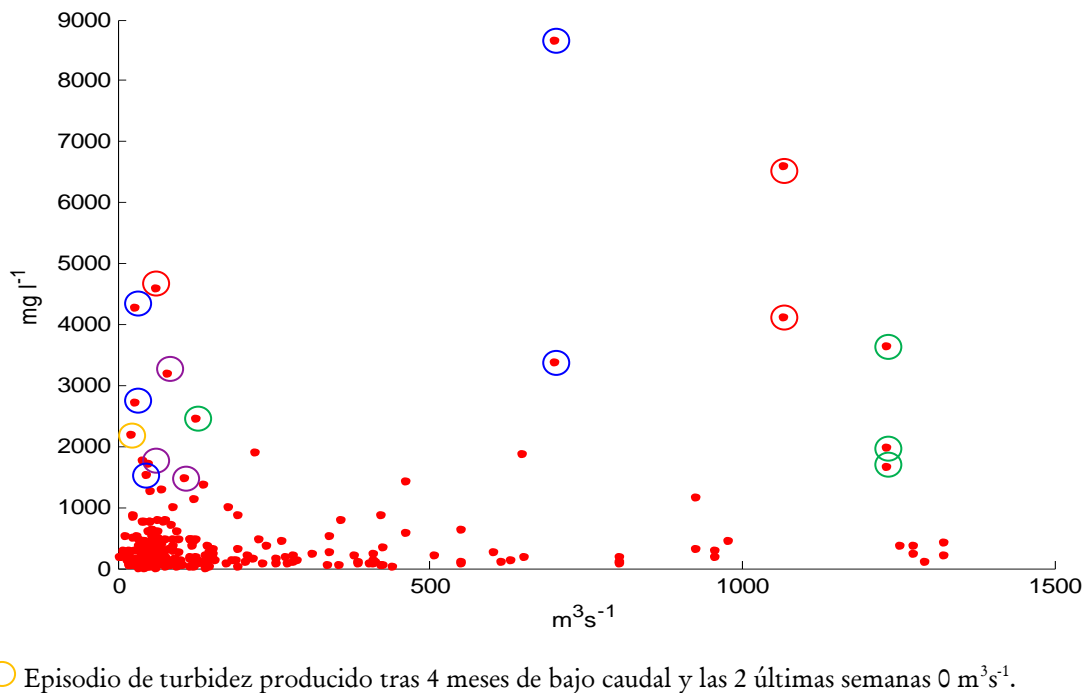


Figura 4. 6 Dispersión entre SSC en la estación C y valor máximo de la Qd en la presa 2 meses antes

La tabla 4.1 presenta un resumen de los episodios de turbidez detectados tras descargas en la presa, permanentes y no permanentes. Tan sólo en una ocasión se detectó elevada SSC en

un largo período previo con escasas o nulas descargas en la presa (Q_d máximo $19 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (círculo amarillo en Fig. 4.6).

Tabla 4. 1 Fecha, duración, SSC, EC y máximo Q_d 2 meses antes de las medidas en las que se constató elevada turbidez en la estación C.

Num	Duración (meses)	Fecha	SSC (mg L^{-1})	EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$Q_{\text{max}} 2$ meses ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	SSC en B (mg L^{-1})	SSC en A (mg L^{-1})
1	1	12/11/1981	1274				
2	7	19/10/1982	1535				
		30/11/1982	8676			1238	
		17/12/1982	3399				
		21/03/1983	2735				
		12/04/1983	4300				
3	1	04/10/1983	1775		150		
4	3	31/01/1984	4135		1064		
		16/02/1984	6610		1064		
		15/03/1984	4610		60		
5	1	19/04/1985	1432		460		1876 (12/02/1985)
6	2	07/08/1986	1018		85	3855 (24/02/1986)	
		23/09/1986	1301		69		
7	1	26/05/1987	1022		176		
8	1	08/03/1988	1182		922		1052 (19/01/1988)
9	1	27/03/1990	1921		219		
10	1	28/04/1992	1388		136		
11	1	15/12/1992	1157		119		
12	1	05/10/1994	2209		19		
13	4	02/11/1999	1665		1230	14190 (27/10/1999)	
		26/11/1999	3656		1230		
		11/12/1999	1994		1230		
		18/02/2000	2472		123		
14	10	28/02/2002	1491		337		
		27/06/2002	1732		47		
		27/11/2002	3213		78		

4.4.4 Eficiencia de atrape de los sólidos en suspensión tras las descargas

La Fig. 4.7, presenta la recta de calibración entre las medidas de *Turb* y *SSC* en las estaciones JA durante el período en el que se dispone de medidas, agosto 2008-octubre 2010. La mayor pendiente de la recta encontrada en las estaciones 1-6 se corresponde con partículas de mayor tamaño o flóculos, mientras que la menor pendiente en las estaciones más próximas a la desembocadura (estaciones 7-10) indica que la turbidez en estos puntos es generada por partículas desagregadas, de menor tamaño. En el primer grupo estarían incluidos aquellos sólidos que por su mayor tamaño original o por su conversión en flóculos no son acarreados hacia aguas más abajo, sedimentando y resuspendiendo rápidamente, mientras que el segundo comprende partículas de sedimentación lenta que están casi siempre en suspensión. El efecto de las descargas en la presa y su magnitud en el proceso de retención

de los ss por supresión de la mezcla turbulenta en el tramo bajo y sedimentación de partículas de mayor tamaño (Geyer *et al.*, 1998), se observa si se contrasta la recta de calibración para valores de SSC por debajo y por encima del umbral 1000 mg L^{-1} , como muestra la Fig. 4.8. Para valores de $\text{SSC} < 1000 \text{ mg L}^{-1}$ la turbidez en las estaciones 1 y 2 se asocia a partículas de mayor tamaño, mientras que en el resto la menor pendiente de la recta indica un tamaño menor de las partículas. Sin embargo, para valores de $\text{SSC} > 1000 \text{ mg L}^{-1}$, el tamaño de partículas en las estaciones 3-6 se aproxima a las estaciones 1 y 2.

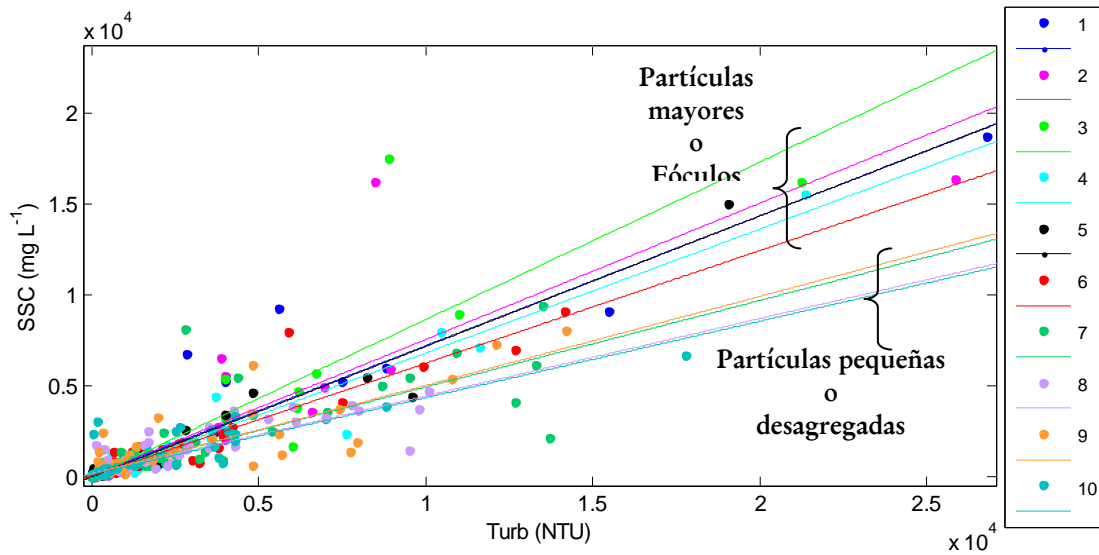


Figura 4. 7 Recta de calibración entre medidas de *Turb* y *SSC* efectuadas a lo largo del eje principal del estuario en las estaciones JA durante agosto 2008-octubre 2010

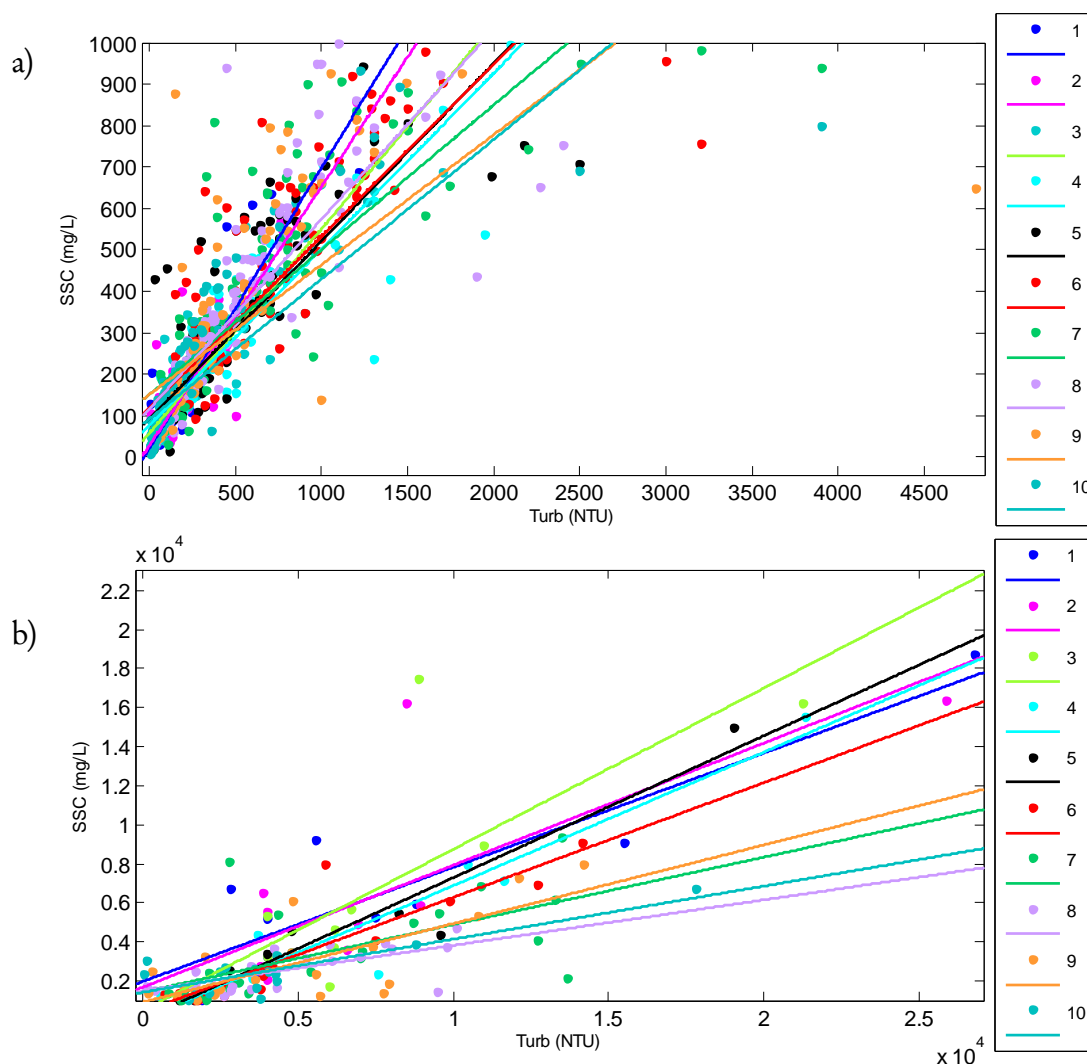


Figura 4. 8 Recta de calibración entre medidas de Turb y de SSC efectuadas a lo largo del eje principal del estuario en las estaciones JA durante agosto 2008-octubre 2010, para valores de SSC < 1000 mg L⁻¹ (a) y para valores de SSC > 1000 mg L⁻¹ (b).

4.4.5 Escenarios desencadenantes y amplificadores de la turbidez

Durante el período agosto 2008-octubre 2010, para el que se dispone de registros de la red JA, se detectan 2 episodios extremos de turbidez (Fig. 4.9): febrero 2009 (20000 mg L⁻¹) y enero 2010 (20000 mg L⁻¹). Ambos suceden tras grandes descargas desde la presa, del orden de 100-1000 m³s⁻¹. En todos los casos se observa una bajada de la *EC* tras la descarga. El tiempo de recuperación de la *EC* a los valores previos a la descarga es menor en la desembocadura y aumenta hacia aguas arriba. Según esta respuesta se pueden diferenciar 3 tramos de dinámica similar y cuyo valor máximo se aproxima a los valores de 3 mS cm⁻¹ (estaciones 1-3), 30 mS cm⁻¹ (estaciones 4-7) y 60 ms cm⁻¹ (estaciones 8-10). Por otro lado, aunque la *EC* en las estaciones 4-6 difiere en gran medida de la *EC* en 1-3, tras las descargas, se vuelven muy similares a estas.

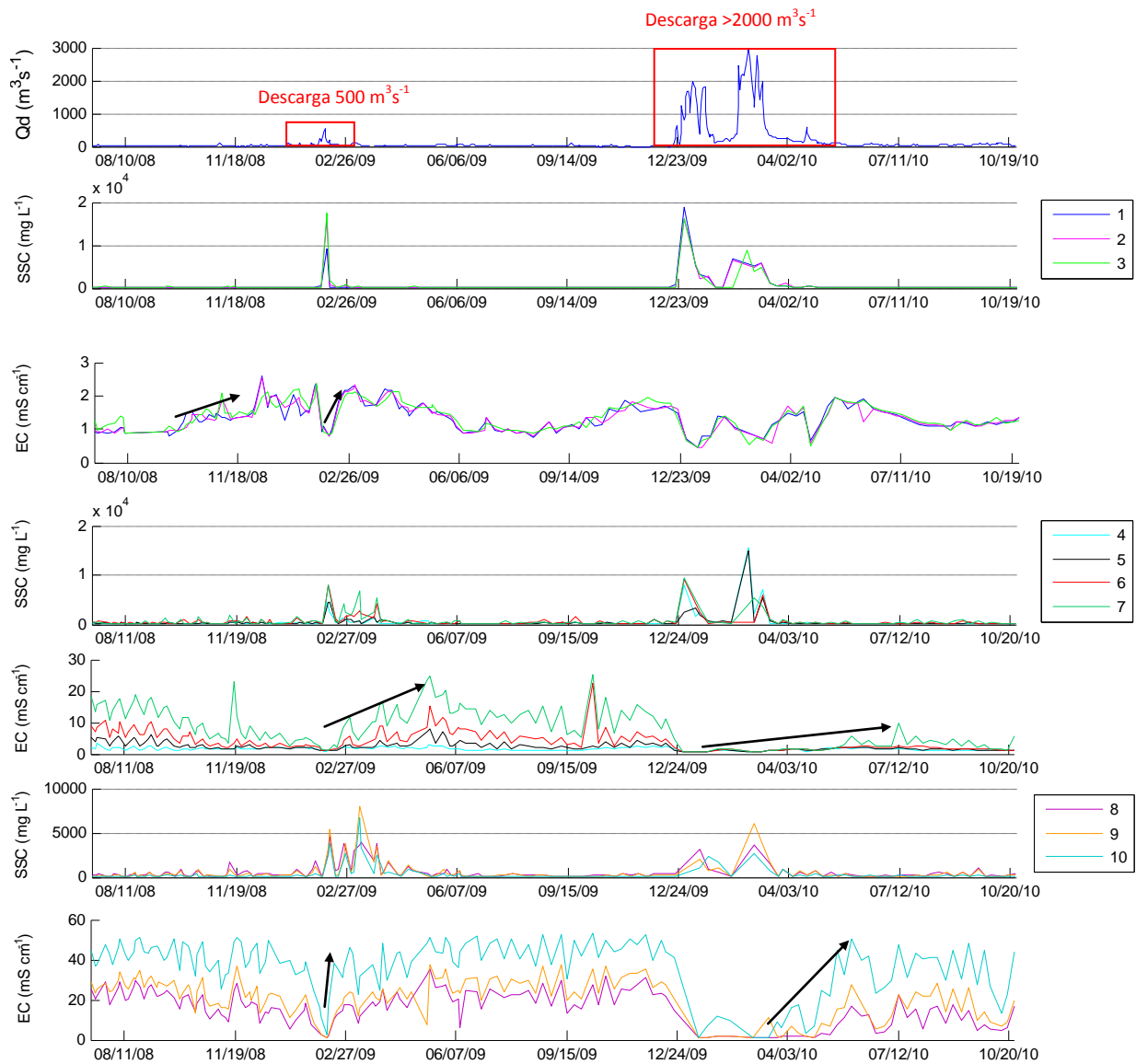


Figura 4. 9 Q_d en la presa, SSC y EC en estaciones 1-10, durante agosto 2008-octubre 2010

En la Fig. 4.10 se observa un período (agosto 2008) en el que la EC disminuye hasta niveles muy bajos ($2\text{-}15 \text{ mS cm}^{-1}$) en el tramo medio-bajo del estuario (estaciones 5-9), durante un período de descargas muy bajas en la presa ($Q_d \approx 20 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$). Sin embargo, aguas arriba, en las estaciones 1-3 la EC aumenta (Fig. 4.10), lo que indica que esta bajada de salinidad podría deberse a agentes ajenos a la componente fluvial, como una borrasca en la costa. Además en este período se observa elevada SSC ($1000\text{-}2000 \text{ mg L}^{-1}$) en las estaciones 6 y 7 (Fig. 4.10). En los apartados 4.5.1 y 4.5.2 se presentan ambos escenarios (turbidez con descarga en la presa y turbidez sin descarga en la presa), presentando la diferente evolución del episodio, según se mantenga durante varios meses, o vuelva a su estado normal en un corto espacio de tiempo.

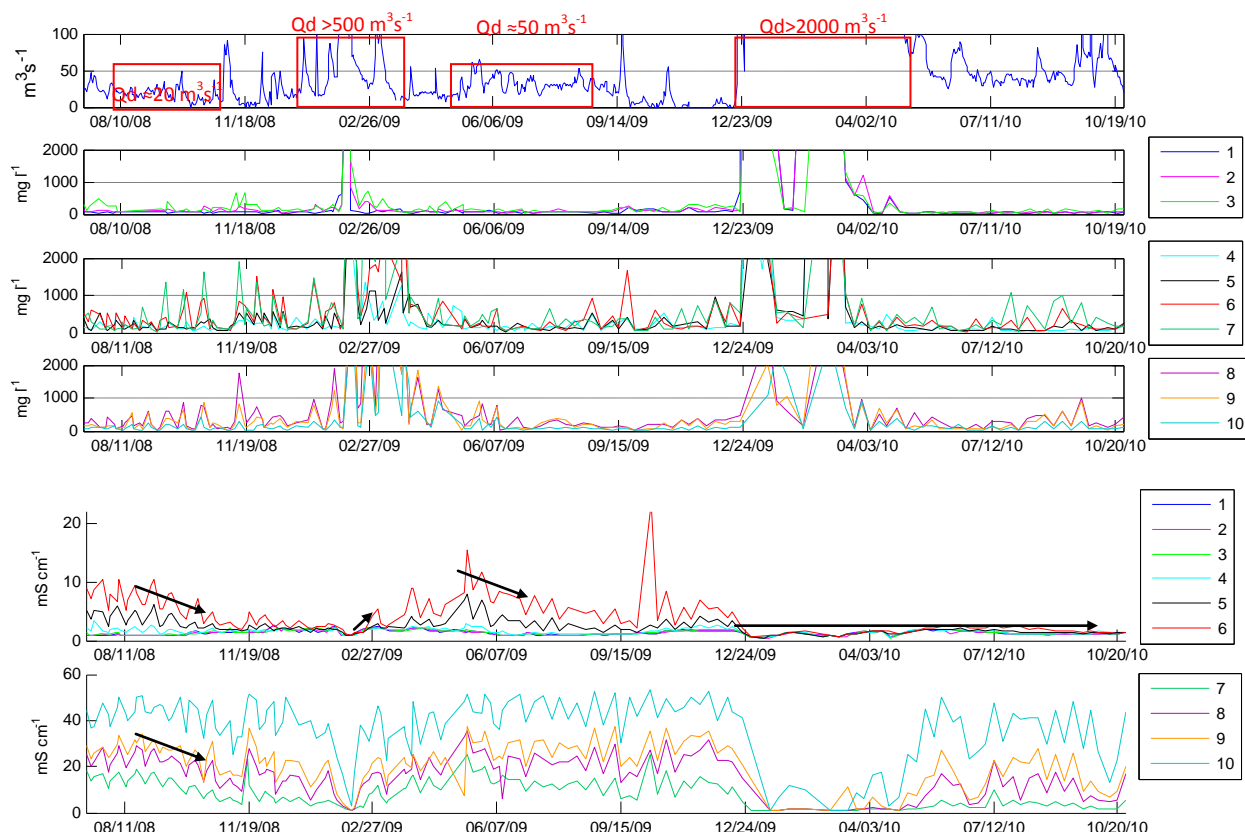


Figura 4. 10 $Qd < 100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, $SSC < 2000 \text{ mg L}^{-1}$ en las estaciones 1-3, 4-7 y 8-10, y EC en las estaciones 1-6 y 7-10, durante agosto 2008-octubre 2010

4.4.6 Borrasca en el tramo medio y alto de la cuenca del Guadalquivir

Se caracteriza por abundantes precipitaciones en la cuenca vertiente al estuario y consiguiente descarga desde la presa, del orden de $100\text{-}1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. En este escenario ocurren los sucesos de turbidez más extrema ($> 5000 \text{ mg L}^{-1}$). La Fig. 4.11 presenta el suceso de turbidez ocurrido en febrero de 2009 (Fig. 4.9), tras descargas en la presa de $100\text{-}500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Durante la descarga, en el tramo alto (estaciones 1-3) los sedimentos acarreados por el río pasan de largo (tan sólo se registra SSC elevada, 17000 mg L^{-1} , en una ocasión). Aguas más abajo ocurre a la inversa, a la mayor retención de partículas por efecto de la estratificación se une el empuje mareal y resuspensión de sedimentos, procesos agravados por las MV, lo que contribuye a generar un estado de turbidez media durante las MM ($500\text{-}800 \text{ mg L}^{-1}$) en el tramo comprendido entre las estaciones 6-10 que se amplifica en MV ($2000\text{-}8000 \text{ mg L}^{-1}$) desplazando el ETM aguas arriba (hasta las estaciones 6 y 7). Por otro lado, en la desembocadura existen vientos persistentes 12 m s^{-1} del ONO, con corriente de Ekman asociada en dirección hacia el mar, que generan el ascenso de las aguas profundas del océano (upwelling), lo que favorece en un principio la mezcla con agua limpia profunda y la recuperación de la EC en la desembocadura (estación 10). Posteriormente el viento cambia a tener dirección ESE, con lo que la corriente de Ekman asociada hacia tierra generaría el

descenso de las aguas superficiales oceánicas que fluyen hacia la costa (downwelling) y con ello el empuje de los ss hacia tierra. De este modo, se mide una SSC de hasta 5000 mg L^{-1} en MV. De nuevo descargas de $120 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, en MM mueven el ETM hacia la desembocadura, como indica la mayor SSC en las estaciones 9 y 10 tras la descarga, a lo que contribuyen vientos sostenidos del ONO que generan upwelling y ayudan a que la turbidez desaparezca.

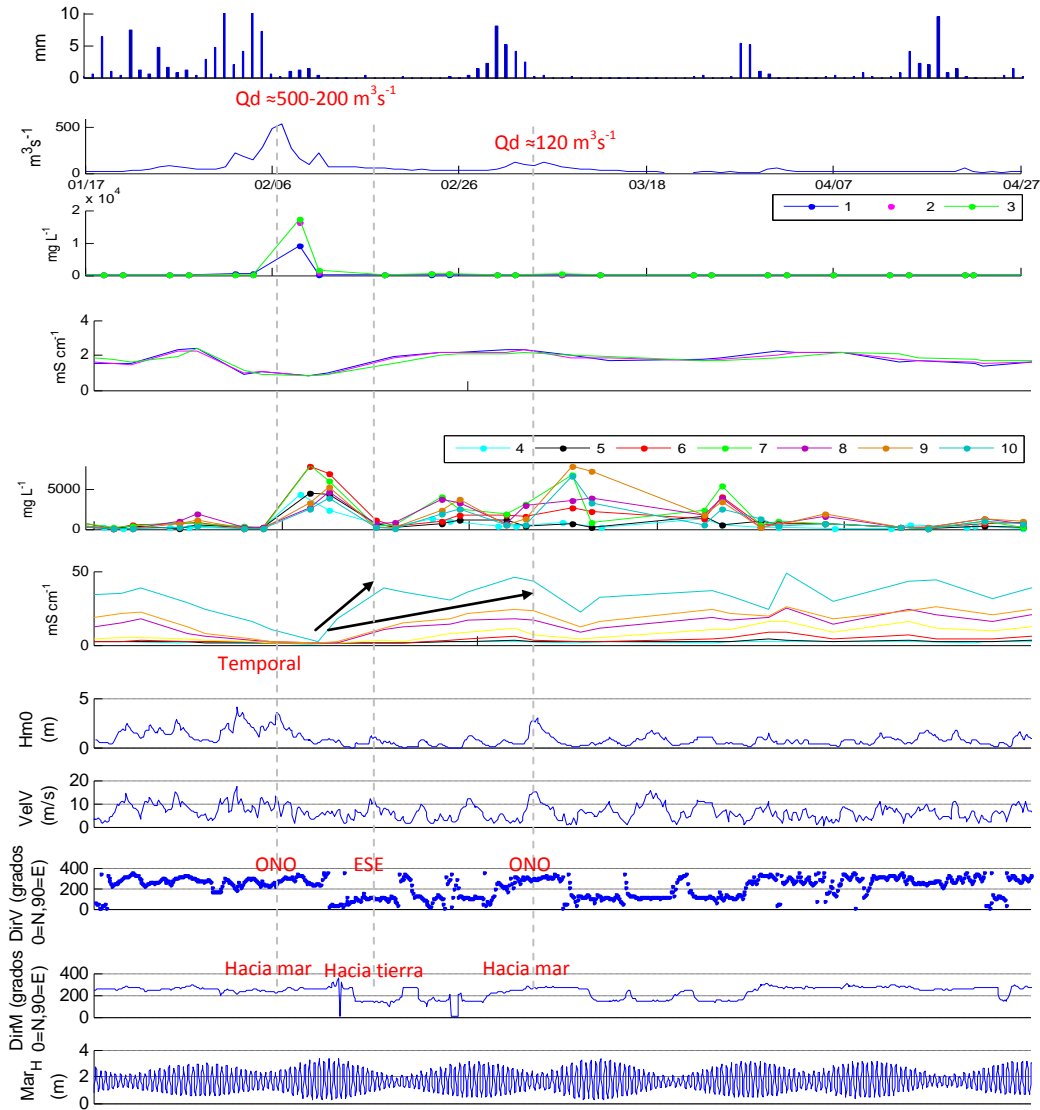


Figura 4. 11 Qd en la presa, SSC y EC en estaciones 1-10, $Hm0$, Vv , Dv y $Dm0$ y Mar en la desembocadura, durante febrero-marzo 2009.

Sin embargo, cuando la descarga efectuada en la presa es de mayor orden ($1500-3000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), como ocurrió en diciembre 2009-febrero 2010 (Fig. 4.12), la dominancia de la componente fluvial hace que los sedimentos sean exportados hacia la desembocadura, de manera que tras las descargas la turbidez vuelve a ser inferior a 1000 mg L^{-1} en todos los tramos manteniéndose un estado de “turbidez baja” durante los 9 meses siguientes. En la Fig. 4.13 se observa la pluma de sedimentos exportados hacia el mar durante diciembre y enero a raíz de las descargas desde la presa.

Capítulo 4: Evolución histórica de la turbidez en el estuario del Guadalquivir y escenarios desencadenantes

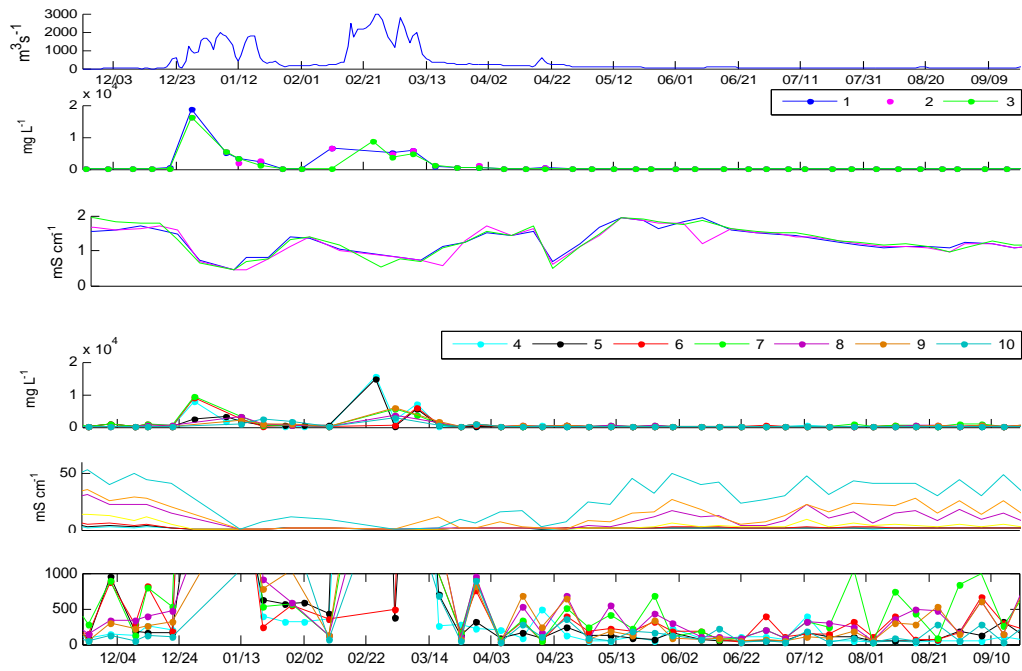


Figura 4. 12 Qd en la presa, SSC y EC en las estaciones 1-10 y detalle de los valores de $SSC < 1000 mg L^{-1}$, durante diciembre 2009-septiembre 2010.

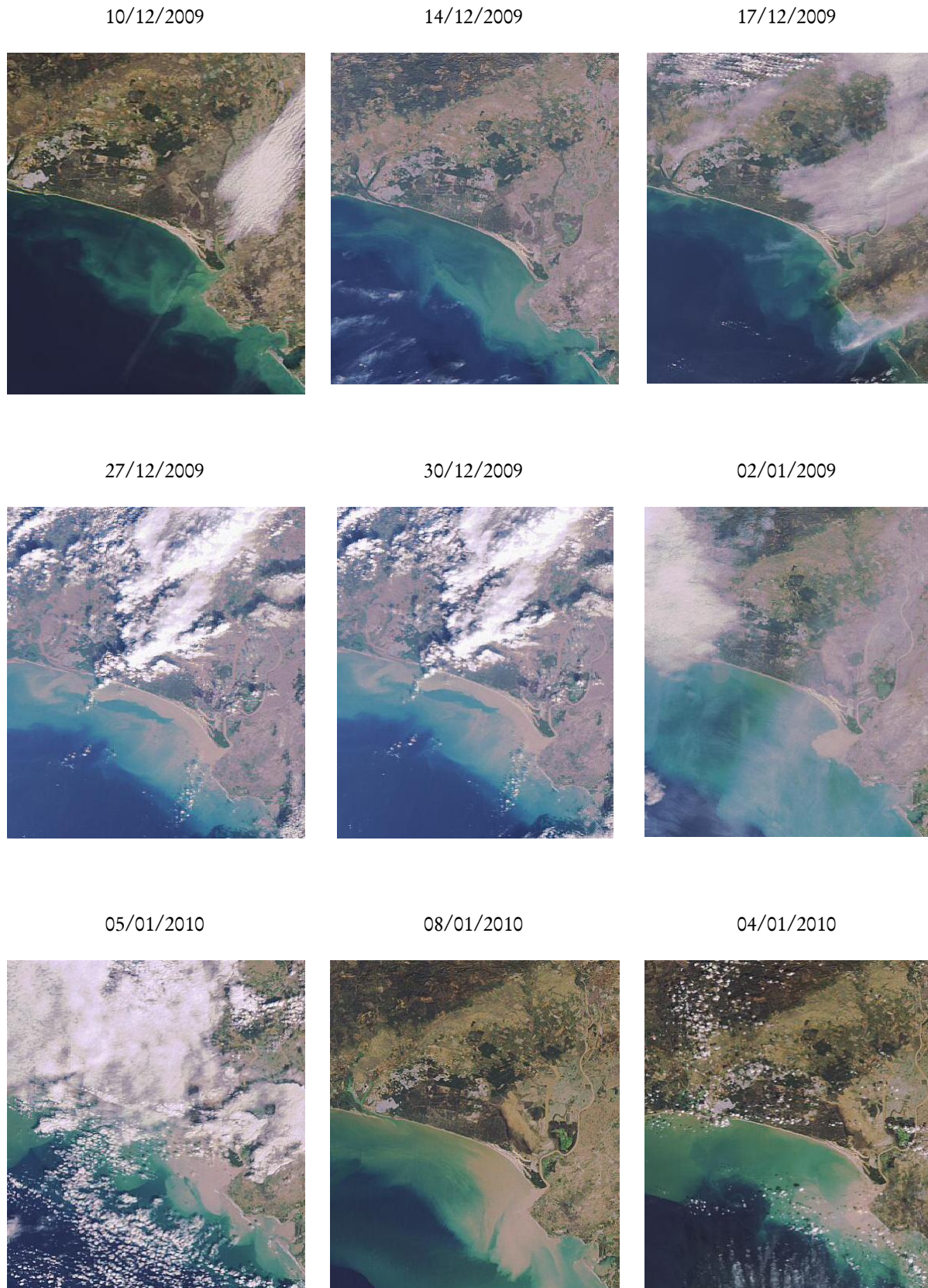


Figura 4. 13 Imágenes MERIS tomadas en diciembre 2009 y enero 2010, antes y después de la descarga desde la presa.

4.4.7 Temporal en la costa del estuario

En este caso la turbidez se genera a partir de un temporal en la costa, que produce abundantes precipitaciones en el bajo estuario y fuertes vientos en la desembocadura, y coincide con un estado de MV, ocasionando elevada SSC en el tramo bajo del estuario. Ejemplo de este escenario son las condiciones presentadas en la Fig. 4.14.

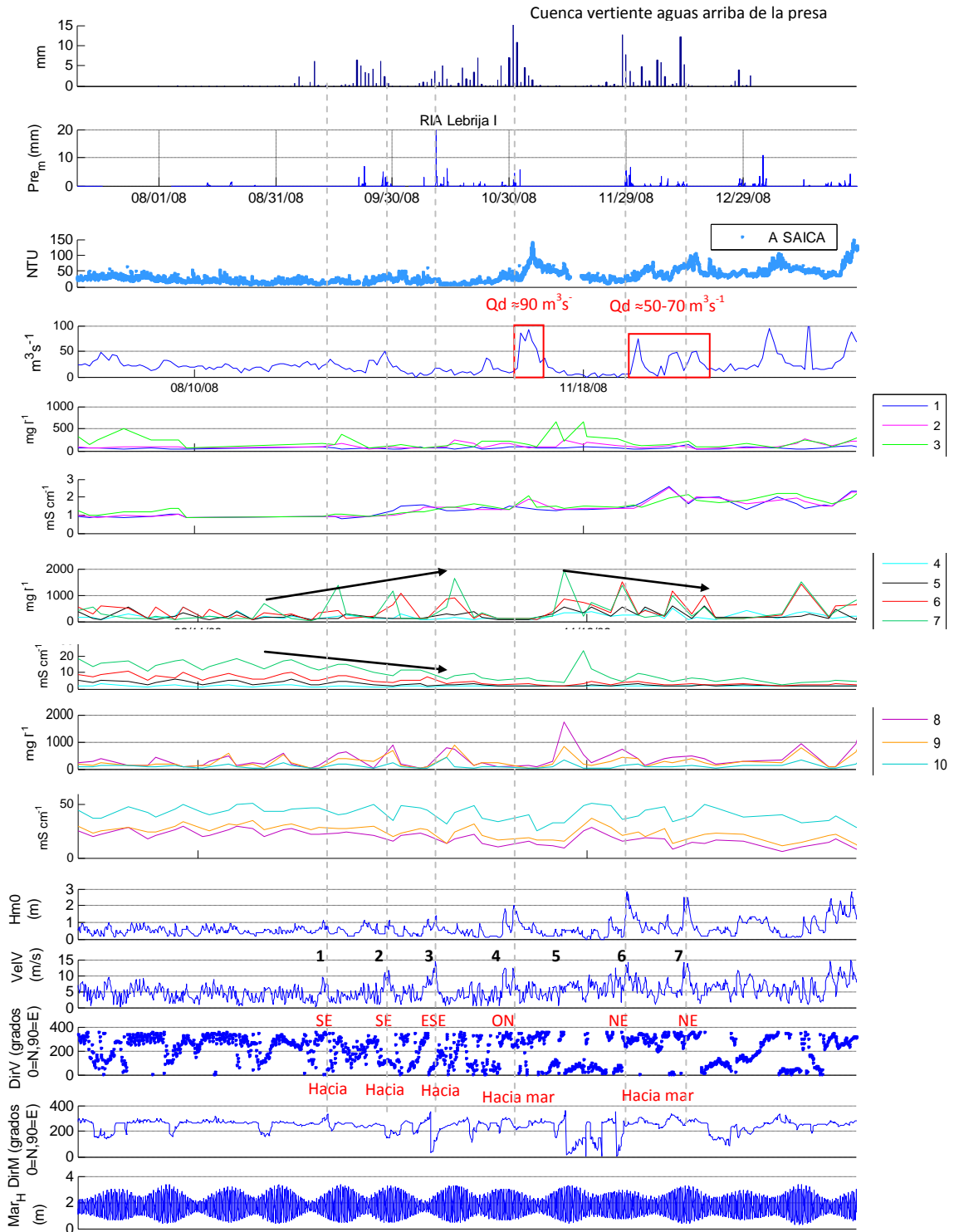


Figura 4. 14 Pd en la cuenca vertiente al estuario y en el tramo bajo del estuario, $Turb$ en estación A SAICA, Qd en la presa, SSC y EC en estaciones 1-10, HmO , Vv y Dv , DmO y Mar en la desembocadura, durante febrero- marzo 2009.

El 12/10/08 llegó a la costa una borrasca que generó precipitación de hasta 20 mm en el tramo bajo del estuario y fuertes vientos del ESE, con intensidad de 10-15 m s⁻¹, y componente de Ekman asociada hacia tierra (dirección de procedencia del oleaje SO) (líneas 1, 2 y 3). Esto produce el fenómeno de downwelling que, junto con la precipitación local da lugar a una disminución paulatina de la *EC*, como se observa en las estaciones 4-10 durante el período y un aumento de la *SSC* en las estaciones 6 y 7 (1000-1500 mg L⁻¹) por efecto de la resuspensión durante las MV. Tras esto, ocurren descargas de hasta 90 m³ s⁻¹ generadas por precipitaciones en la cuenca vertiente aguas arriba, en un período hacia MM y con dirección media de procedencia del oleaje hacia el mar (línea 4), por lo que la turbidez disminuye (líneas 5, 6 y 7), a lo que contribuyen las siguientes descargas de alrededor de 50 m³ s⁻¹ con fuertes vientos (15 m s⁻¹) del NE en la desembocadura.

4.5 Discusión

4.5.1 Influencia de la descarga en la turbidez

A lo largo del período de estudio 1981-2008, se detectan episodios de turbidez en el bajo estuario (estación C) a partir de medidas de *SSC* mensuales. Estudios anteriores (Contreras y Polo, 2012), demuestran la importancia de la frecuencia de medida en la cabeza del estuario del Guadalquivir, debiendo considerar al menos la frecuencia semanal, para capturar episodios de turbidez en este tramo, sin embargo en el bajo estuario, donde los procesos de resuspensión, empuje mareal y resultante permanencia de la turbidez, permiten capturar con mayor facilidad los episodios de turbidez, la frecuencia de medida puede ser mayor. Por ello, en la estación A y B son menos los casos de elevada *SSC*, ya que en estos puntos, los sedimentos pasan de largo y la mayoría de las veces los valores elevados no se detectan a esta escala de medida.

En el hecho de que la turbidez aumente con las descargas desde la presa influyen varios factores: por un lado, la disminución de la densidad del agua en el tramo medio por el aporte de agua dulce (donde el tiempo de recuperación de los valores de salinidad es mayor) aumenta la velocidad de sedimentación de las partículas en períodos de remanso del mar. Posteriormente, durante MV las partículas son resuspendidas por el flujo mareal, resultando mayores *SSC*. Por otro, se produce una mayor estratificación aguas abajo del límite de intrusión salina, lo que aumenta la eficiencia de atrape de las partículas para un rango de velocidad de sedimentación más rápido (Geyer *et al.*, 1998), permaneciendo las partículas en suspensión. Sin embargo, existen descargas tan extremas (> 1500 m³s⁻¹) que a pesar de que en un principio pudieran ocasionar elevada turbidez en el estuario ésta no permanece, ya que el caudal es capaz de exportar hacia la boca del estuario los ss acarreados.

4.5.2 Turbidez baja, media y extrema

Normalmente, la turbidez en el estuario se mueve entre valores medios y bajos. Los valores medios pueden tener lugar en períodos de MM durante episodios de turbidez extrema, o bien durante MV durante episodios de turbidez baja-media. Sin embargo, los valores altos siempre están asociados a MV durante episodios de turbidez alta, poco frecuentes por la necesidad de confluencia de una serie de agentes fluviales, mareales y climáticos.

4.5.3 Descarga capaz de originar turbidez extrema y desfase descarga-turbidez en el ETM

En las estaciones A y B, los episodios de elevada SSC ocurren a partir de los $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. En ambas estaciones, las excepciones observadas en las que se mide baja SSC con descargas elevadas, ocurren tras largos períodos de lluvia (2-3 meses), en la que las escorrentías anteriores ya transportaron las primeras capas del suelo, potencialmente más erosionables, por estar más desagregadas. Por otro lado, en una ocasión se midió en la estación A elevada SSC tras descargas continuas de $50\text{-}100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en un período previo de 2 meses muy húmedos, con lo que la SSC del agua que llegó a la presa fue elevada, aunque el caudal no fuese excesivamente alto. Esto se puede demostrar observando el valor de SSC en un embalse situado aguas arriba de la presa (Peñaflor) (Fig. 4.1) donde se midió 8000 mg L^{-1} el mes anterior (Fig. 4.15). No se dispone de datos de descarga desde este embalse para la fecha, pero sí en una presa que hay entre Alcalá del Río y Peñaflor (Cantillana), que durante el mes anterior descarga $50\text{-}180 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ que vendrán en su mayoría del embalse de Peñaflor.

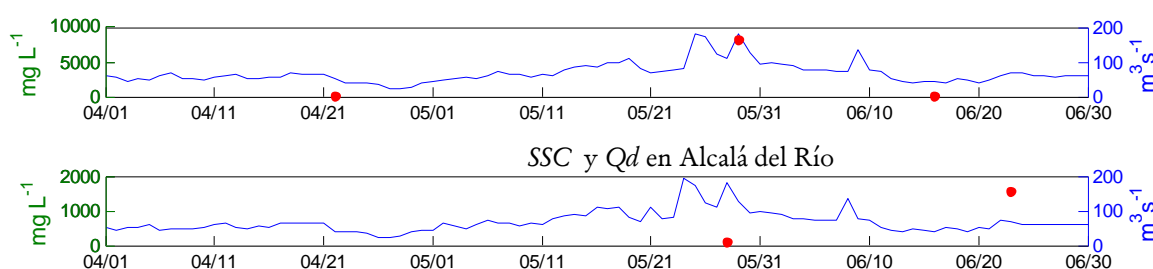


Figura 4. 15 Qd en la presa de Cantillana y SSC en el embalse de Peñaflor (arriba) y Qd y SSC en la presa de Alcalá del Río (estación A).

Sin embargo, en la estación C los episodios de turbidez ocurren también con Qd inferiores, $100\text{-}400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, e incluso $< 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Además, en este punto la SSC supera en uno o varios órdenes de magnitud a la medida en la estación A y B. Esto parece indicar que los sedimentos que permanecen en suspensión en las aguas del estuario no vienen en su mayoría de la presa, sino que son fruto de los procesos de resuspensión por parte de la marea y descarga fluvial, en unas condiciones climático-mareales que favorecen el mantenimiento de la turbidez en la ETM, desplazándola arriba o abajo. Por ello, en

ocasiones se detecta elevada SSC aún pasados varios meses desde la descarga fluvial que la originó.

4.5.4 Cambios en la eficiencia de atrape de los ss tras las descargas

El análisis del tamaño de los ss a lo largo del estuario determinó que éste era mayor en el tramo alto-medio (estaciones 1-2) para valores de turbidez baja-media ($SSC < 1000 \text{ mg L}^{-1}$) y menor en las estaciones 3-10. Sin embargo, cuando se trata de turbidez alta, el tamaño de partícula en las estaciones 3-6 se aproxima al de las primeras, lo que sugiere que la descarga, al disminuir la densidad, favorece la sedimentación de las partículas durante la MM, que resuspenden en las MV, lo que contribuiría a amplificar la turbidez. Aguas abajo de este tramo, se sitúa el límite de intrusión salina en períodos de elevado caudal en la presa (40 km), por lo que aquí, aumenta la eficiencia de atrape de las partículas, manteniéndose en suspensión.

4.5.5 Función “ecológica” del río

El análisis conjunto de las variables de estado *Turb/SSC* y *Sal/EC* permite determinar cuándo existen episodios extremos en los diferentes tramos del estuario y especialmente en la ETM, determinando la influencia de cada componente (fluvial y mareal) en el proceso de atrape/exportación de sedimentos.

El hecho de que los ss pasen de largo en el tramo alto del estuario se debe, por un lado a la mayor capacidad de transporte de la componente fluvial en este tramo y, por otro, a la menor eficiencia de atrape de sedimentos en suspensión. Sin embargo, en el tramo medio-bajo la turbidez depende de agentes fluviales, mareales y climáticos. A la hora de mantener una turbidez “aceptable” en el estuario lo más factible sería ejercer un control sobre los agentes fluviales, en la medida en que éstos dependan de decisiones del hombre, y no de grandes avenidas que generen importantes descargas de agua desde la cuenca vertiente. En este sentido, sería recomendable mantener durante las MM una descarga en la presa capaz de dominar la exportación de sedimentos hacia el océano.

4.6 Conclusiones

Según los registros históricos disponibles, durante un período de medidas mensuales de casi 30 años (1981-2008), en la mayoría de los casos, $Qd > 400 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ llevan asociadas importantes SSC ($> 1000 \text{ mg L}^{-1}$) que se registran aguas arriba de la presa (estación A) y en el tramo alto del estuario (estación B), sin embargo, en el tramo medio-bajo (estación C), también se encuentra elevada SSC tras descargas menores ($> 100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Por otro lado, $Qd > 1500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ tienen capacidad para exportar rápidamente los sedimentos acarreados hacia la boca del

estuario, con lo que la elevada SSC generada desaparece en poco tiempo, esto hace que la turbidez en el estuario disminuya durante períodos muy húmedos.

El análisis estadístico de SSC en el tramo medio-bajo y del Qd en la presa de Alcalá del Río, muestra que existe un 10% de los datos que se separa en gran medida del resto de los valores, considerando en este grupo caudales que aproximadamente van de 100-5700 m³ s⁻¹ y concentraciones que varían entre 900-8700 mg L⁻¹, respectivamente.

La permanencia en el tiempo de elevada SSC depende en gran medida del grado de predominancia de cada uno de los flujos, el mareal y el fluvial, y de la interferencia de factores climáticos como la dirección y velocidad del viento, cuya flujo resultante decidirá el transporte de los sedimentos estuario arriba o por el contrario su retención aguas más arriba y finalmente su exportación hacia la desembocadura y dispersión de la pluma por todo el Golfo de Cádiz (en el caso de descargas en MM).

Se constata el descenso de la *EC* en períodos húmedos y consecuentes descargas en el tramo medio-bajo del estuario (estación C), donde el tiempo de recuperación de la salinidad tras las descargas es mayor. Además, en este tramo, en las estaciones 5-7, se constatan las mayores variaciones en la *EC* tras descargas desde la presa, aguas más arriba y más abajo, las variaciones son cada vez menores. La mayor afección de las descargas en la *EC* de este tramo se refleja también en el mayor tamaño de los ss durante episodios de turbidez en las estaciones 3-6, lo que sugiere que la bajada de densidad contribuye a la retención de los ss durante las MM, por aumentar la velocidad de sedimentación de las partículas, y posterior aumento de la turbidez durante MV mediante fenómenos de surgencia (upwelling). Esto hace que los sedimentos no sean exportados hacia el océano, permaneciendo en suspensión aguas abajo del límite salino, donde la descarga favorece el atrape de las partículas. Por ello, en el tramo medio-bajo se pueden encontrar elevadas SSC hasta 1-10 meses después de elevadas descargas.

Capítulo 5: Methodology for the assesment of the variability in the non-point source pollution potential in Mediterranean watersheds

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados como comunicación oral en las Jornadas de Zona no saturada (2011) y publicados:

Contreras, E., Aguilar, C., Polo, M.J. 2011. Método simplificado de estimación del potencial de contaminación difusa: aplicación a las cuencas vertientes al estuario del Guadalquivir. Estudios de la Zona no Saturada del Suelo, vol X-ZNS'11, 217-222.

El capítulo íntegro se encuentra en revisión en Journal of Environmental Management.

Abstract

This work presents a way of classifying land according to its potential as a source of non-point pollution. For this purpose, the method of Munafò *et al.* (2005) was modified in order to include rainfall as a new variable, thus adding the local factor of annual and interannual behaviour to the process. The results allow us to estimate the vulnerability due to the non-point nature of the areas contributing to the Guadalquivir estuary. The subwatersheds on the left bank of the estuary turned out to those which generated the greatest non-point contributions, at around 40-70% higher than those of the right bank (even though the watershed upstream of the estuary generates the greatest contribution in absolute terms due to its considerable size). The water quality data available on a monthly scale in the outlets of some subwatersheds during the period 2001/02-2006/07, as well as the analysis of changes in time, allowed us to contrast the results obtained, to confirm the main contributions from the above mentioned areas, and to validate the utility of adding precipitation as a factor in the method to analyze changes on an annual scale.

5.1 Introduction

Non-point source water pollution arises from a broad group of human activities for which the pollutants have no obvious point of entry into receiving watercourses (Ongley, 1996). Surface runoff is a major source of non-point pollution (Maillard *et al.*, 2008), as runoff from different types of land uses may be enriched with different kinds of pollutants. For example, runoff from highly developed urban areas may be enriched with rubber fragments and heavy metals, as well as sodium and sulfate from road de-icers. Likewise, runoff from agricultural lands is usually enriched with nutrients and sediments (Tong *et al.*, 2002).

Agricultural areas are frequently subjected to tilling activities which trigger erosion phenomena. They often receive outside inputs of nutrients in order to improve the productivity of the lands, or of certain substances used to control crop pests and diseases (Tong *et al.*, 2002; Georgios *et al.*, 2006). This means that they constitute one of the main sources of the degradation of surface and groundwater resources as a result of surface runoff, infiltration and erosion processes (Tong *et al.*, 2002).

In Mediterranean areas, there are certain factors which make the problem of erosion, and the non-point source pollution associated with it, closely linked with agricultural watersheds: crops on steep hills and sparse soil cover by the crop (e.g. olive orchards), profusion of clayey soils and a Mediterranean type climatology, in which periods of drought alternate with short and intense rainfall events, etc. (Georgios *et al.*, 2006). Moreover, the existence of different types of vegetation cover modifies the characteristics of the soil surface, the surface water temperature, and, thus, the hydrological cycle through evapotranspiration, infiltration, percolation and absorption processes (LeBlanc *et al.*, 1997). As a result, the amount of water available for surface and underground systems, as well as the physical, chemical and biological processes involved in dealing with water sources may be affected. For all the above reasons, non-point source pollution in agricultural watersheds constitutes one of the main sources of nutrients to watercourses in Mediterranean areas (Arhonditsis *et al.*, 2000; EEA, 2006; Georgios *et al.*, 2006; Candela *et al.*, 2007).

There are numerous processes involved in non-point source pollution: infiltration, surface and subsurface flow, erosion, etc. All of these are inter-related at different levels, which makes necessary a detailed modeling including the associated flows of sediments and substances. In addition, the nature of this type of pollution (of a non-point origin, with a distributed circulation and several entry points in the receiving watersheds) makes characterization at watershed scale difficult. Also, the quantification of input loads is complicated by the lack of suitable measurements, as the number of stations monitoring water quality is usually insufficient to evaluate the overall pollution from the different subwatersheds. Furthermore, for cost reasons, samples are often taken without assessing the temporal scale required for the different flows (Contreras and Polo, 2012). In fact, in this case, some mistakes have occurred when evaluating input loads with approximate values taken from extrapolation to a temporal scale different to that of the available measurements (Rollo and Robin, 2010).

Numerous models have been proposed to simulate non-point source pollution on a watershed scale, such as EPIC (Jones *et al.*, 1984), SWMM (Torno, 1975), ANSWERS (Beasley *et al.*, 1980), AGNPS (Young *et al.*, 1989), HSPF (Johanson *et al.*, 1984, Donigiam *et al.*, 1984), GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987), SWRRBWQ (Arnold *et al.*, 1990), CREAMS (Knisel, 1980), SWAT (Arnold *et al.*, 1994), etc. However, most of these models are not always easy to implement in practice due to the large number of variables and parameters required. In addition, most of the processes are not defined on the time and spatial scales in

which the hydrological processes in the watershed take place. On the contrary, it is necessary to include an suitable parameterization of the processes for each association of spatial-temporal scales, using the physical models on the scale on which they were developed, and parameterizing on the higher scales. Contreras *et al.* (2009) proposed a simplified parametric model which simulates the process of the transfer of herbicides to runoff by means of a semi-distributed calculation and different temporal scales according to the processes involved (such as soil degradation, desorption, runoff transfer). Thus, it is possible to apply an analytical model in systems with a large territorial extension. However, water quality data with a sufficient spatial-temporal frequency are also required to contrast their real evolution.

For integrated water resource management (IWRM) strategies, it is of great interest to use simplified methods for a qualitative characterization of the potential pollution along watersheds to compare areas, identify the most significant sources and, quantify the influence of the rainfall regime. Thus, the more conflictive areas can be detected in order to concentrate efforts on the implementation of relief measures within a watershed. In this respect, a huge amount of research has been carried out to estimate sediment production in agricultural and forest areas, and the resulting models such as USLE and its variants have been widely used on a Geographic Information Systems (GIS) basis to identify the main sources of sediment within a watershed and estimate their delivery ratio. Similar proposals can also be found for the case of non-point source pollution (Huber *et al.*, 1998; Dabrowski *et al.*, 2002; Guebert and Jouany, 2002; Mitchel, 2005), not so much used, however. The ANPA (Italian Environmental Protection Agency) developed the Potential Non-point Pollution Index (PNPI), a watershed-scale tool based on GIS, which identifies the pollution potential of each area according to the land uses, geomorphology and location with respect to the drainage network (Munafò *et al.*, 2005). This index represents an average value that classifies the nonpoint pollution potential of each point within the watershed, whose uncertainty is mainly associated with that of the method's parameter values. However, in practice, the uncertainty inherent to the natural processes influencing non-point source pollution contrasts with the determinism of the model proposed. This uncertainty is due, on the one hand, to the spatial and temporal variability of the environmental characteristics (topographical, morphological, lithological, chemical, biological, those referring to the vegetation and land uses, and so on), but also, on the other, to the agents that cause the watershed response (Eagleson, 1978). This is particularly significant in Mediterranean catchments, where the rainfall regime exhibits a highly variable trend, not only on a seasonal scale, but also monthly, weekly and, more relevantly, yearly.

As a first approximation, the non-point source pollution potential from a certain area is expected to be greater in wet years than in dry ones, both in the fraction associated with the runoff and in that associated with the infiltration flow. The higher or lower intensity of rain and the generated runoff, and their temporal, seasonal and inter-annual distribution is linked to the transfer process of substances to runoff (Gao *et al.*, 2004; Nofuentes and

Polo, 2008). Heavier rainfall generates earlier runoff with a higher flow speed, and, therefore, with more energy available for the extraction and transport of substances from the soil surface (Contreras *et al.*, 2009). The aim of this work is to incorporate the temporal variability of rainfall into the classification of non-point source pollution potential of a given area, as a main source of uncertainty in the generation of runoff in Mediterranean watersheds. For this purpose, the potential non-point pollution index developed by Munafò *et al.* (2005) was firstly used, and its results were validated against some long-term average water quality data at the study site. Then, the inclusion of a new factor, quantifying the shift of the annual rainfall from the average, which reflects the local wet or dry character of the study period, was proposed. The model was analyzed in the Guadalquivir River basin, in southern Spain, which, for its location, size, spatial heterogeneity and predominance of agricultural land uses, is representative of the situations described above.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Study area

The hydrographic watershed of the Guadalquivir river, the second longest river in Spain (680 km), and one of the longest in Europe, with a drainage surface of 57500 km², is located in the south of Spain (Fig. 5.1.a). In the middle and high courses of the river, mountainous areas reaching altitudes of up to 1300 m. above sea level, and fairly steep slopes, can be found. However, the mouth of the Guadalquivir river is characterized by a flat relief, and an extensive continental platform, on which the estuary is formed, with marshland interspersed with extensive sandy beaches. The watershed exhibits a Mediterranean climate, with a mean annual rainfall of 600 mm year⁻¹, and a strong seasonal distribution. Most of the rainfall is concentrated in the winter months, with peak values from November to March, followed by dry summers with highly scarce, even null, rainfall and high evapotranspiration rates. Years of extremely high or low rainfall records tend to cluster together, compounding the effects of droughts or floods (Bhat and Blomquist, 2004). Moreover, there are significant differences in the spatial distribution of rainfall, with the highest values (mean annual values around 800 mm year⁻¹) in the mountainous areas where the river has its source (Fig. 5.2). Land uses in the area are mainly agricultural, with a predominance of herbaceous crops (14000 km²) and olive groves (13000 km²), which leave the soil surface completely bare for part of the year, and partly bare during the whole year, respectively. Since the 1930's, the regulation capacity in the watershed has been increasing both in the main body of water and in its tributaries. This is due to the non-temporal coincidence of the water demand and availability periods throughout the year, a typical factor of Mediterranean areas, but also due to changes in land uses towards irrigated crops. Thus, the contribution of water from the whole watershed flowing into the last receiver of the network of reservoirs (Alcalá del Río dam) (Fig. 5.1.b) has provided a mean daily flow

around $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during the last 20 years. After rainfall events, discharge pulses lasting from 1 to several days take place, with values ranging between one and two orders of magnitude higher ($10^2 - 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) after extreme events.

In its final stretch, before it flows into the Atlantic Ocean, the Guadalquivir river forms an estuary of approximately 9500 km^2 (Fig. 5.1.b). The evaluation of the inputs of substances associated with the flow of freshwater which arrive at the Guadalquivir estuary from the watershed is of vital importance, given the enormous socio-environmental significance of the system. On the one hand, extensive areas of rice fields, which are fed directly from the river, co-exist with an important fishing industry on the coast. On the other, there are several Special areas of Conservation and Protection (EEC Directive 92/43), such as the estuary itself (LIC ES6150019), the Doñana National Park (LIC ES0000024), and an area of special protection for birds in the Eastern branch (ZEPA ES0000272). In the last few decades, the accumulated waste from polluting substances used in agricultural practices and in urban and industrial water use, together with the decrease in fluvial inputs from the watersheds and the effects of human actions on the riverbed, have partly modified the global functioning of this special area.

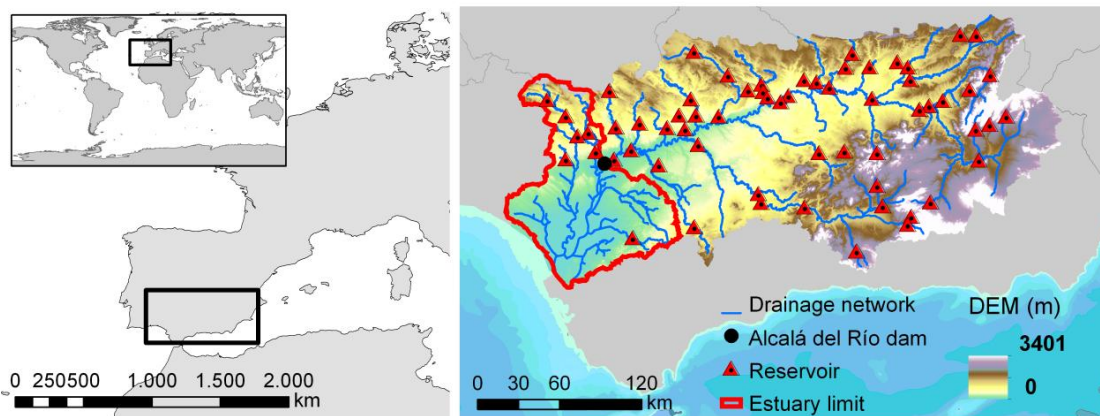


Figura 5. 1 Study site in Europe (a) and location of the estuary, drainage network and reservoirs in the Guadalquivir River basin (b).



Figura 5. 2 Spatial distribution of annual rainfall in the Guadalquivir River basin, in the period 1981-2007.

5.2.2 Potential non-point pollution index

According to the methodology proposed by Munafò *et al.* (2005), the Potential Non-point Pollution Index, PNPI, is calculated in a distributed manner for each cell i of the Digital Elevation Model (DEM) as a combination of three indicators, LCI, DI and ROI, according to Eq. 1,, which are detailed as follows:

$$PNPI_i = 5 \cdot LCI_i + 3 \cdot DI_i + 2 \cdot ROI_i \quad (5.1)$$

The LCI (Land Cover Indicator) evaluates the contribution to the non-point pollution potential of the different land uses present in the watershed by the assignment of given values to each land use. For this purpose, firstly, a mean reference value (\overline{NPP}_i) was assigned according to the soil cover of the cell (Cecchi *et al.*, 2007) as indicated in Table 5.1. These mean values were fixed after consulting experts and higher values of \overline{NPP} were assigned to areas with a larger urban surface and intensive crops. In this work, this information was obtained from the available data at the study site (Consejería de Medio Ambiente, 2010) (Fig.5.3). The LCI value at each cell i , LCI_i was then obtained by normalizing the mean pollution potential value by the minimum (\overline{NPP}_{\min}) and maximum (\overline{NPP}_{\max}) values in the area as expressed in Eq.2.

$$LCI_i = \frac{\overline{NPP}_i - \overline{NPP}_{\min}}{\overline{NPP}_{\max} - \overline{NPP}_{\min}} \quad (5.2)$$

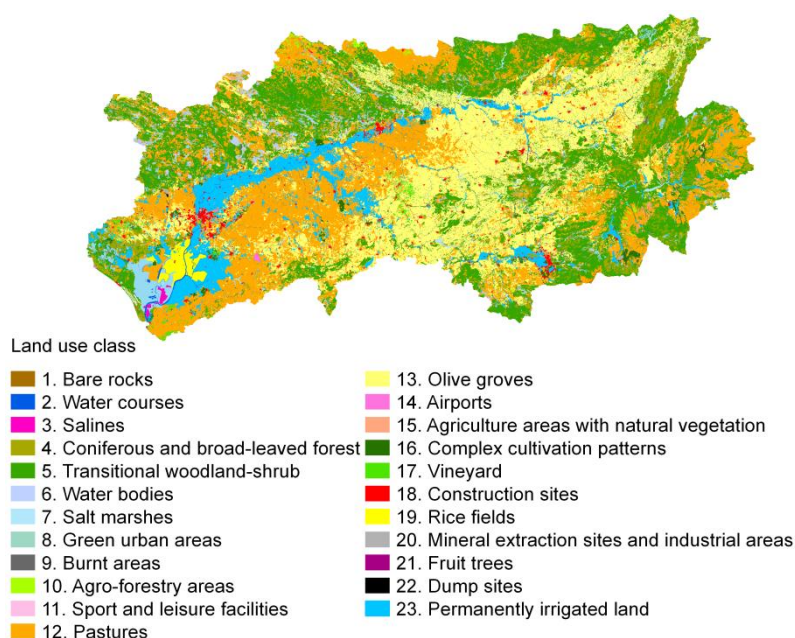


Figura 5. 3 Land use distribution in the Guadalquivir River basin

Tabla 5. 1 Mean value of the non-point pollution potential (\overline{NPP}) according to the type of land use and runoff coefficient (C_r) according to type of land use and permeability. (Munafò *et al.*, 2005)

Land use class	\overline{NPP}	C_r			
		Permeability class*			
		Low or very low	Mean	High	Very high
1. Bare rocks	0	0.77	0.86	0.91	0.94
2. Water courses	0.14	1	1	1	1
3. Salines	0.43	1	1	1	1
4. Coniferous and broad-leaved forest	0.56	0.36	0.60	0.73	0.79
5. Transitional woodland-shrub	0.78	0.36	0.60	0.73	0.79
6. Water bodies	0.88	1	1	1	1
7. Salt marshes	0.89	1	1	1	1
8. Green urban areas	2.33	0.39	0.61	0.74	0.80
9. Burnt areas	2.67	0.77	0.86	0.91	0.94
10. Agro-forestry areas	2.89	0.45	0.66	0.77	0.83
11. Sport and leisure facilities	3	0.39	0.61	0.74	0.80
12. Pastures	4.00	0.30	0.58	0.71	0.78
13. Olive groves	5.22	0.45	0.66	0.77	0.83
14. Airports	5.56	0.81	0.88	0.91	0.93
15. Agriculture areas with natural vegetation	5.67	0.52	0.70	0.80	0.85
16. Complex cultivation patterns	6.89	0.58	0.73	0.82	0.87
17. Vineyard	7.00	0.45	0.66	0.77	0.83
18. Construction sites	7.22	0.46	0.69	0.79	0.84
19. Rice fields	7.67	0.90	0.90	0.90	0.90
20. Mineral extraction sites and industrial areas	7.78	0.89	0.90	0.94	0.94
21. Fruit trees	7.89	0.45	0.66	0.77	0.83
22. Dump sites	8.11	0.46	0.69	0.79	0.84
23. Permanently irrigated land	8.89	0.70	0.80	0.86	0.90

The DI (Distance Indicator) defines the distance of each hillslope cell down to its entry point in the stream considering the topographic gradients. The topographic input data are represented by a DEM with a horizontal resolution of 10×10m and 1m of vertical precision (Fig. 5.1.b). Although the spatial resolution of the original DEM was of 10 m, the cell size on which the model is applied in this study was 300 m, since this scale covers sufficiently the spatial variability in the characteristics of the land and fits the total value of the surface analyzed. The distance from each hillslope cell to its entry point (D_i) was computed from the DEM routing downstream. Again, DI_i is obtained by normalizing the distance by the minimum (D_{\min}) and maximum (D_{\max}) values in the area. Thus, the longest distances to the riverbed correspond to lower values of DI.

$$DI_i = (D_i - D_{\min}) / (D_{\max} - D_{\min}) \quad (5.3)$$

Finally, the ROI (runoff indicator) evaluates the capacity of the soil to spread water towards the non-saturated area and is defined by a runoff coefficient (C_r) corrected by a slope factor (C_s) (Table 5.2) (Cecchi *et al.*, 2007). The surface slope was calculated for each cell in the DEM, using the regression plane through the 3x3 neighborhood of a given cell after Dozier and Frew (1990) (Fig. 5.4a). C_r is a function of the land use and permeability

class (Cecchi *et al.*, 2007) (Table 5.1), and it was obtained from the soil permeability data available in the area (Ministerio de Medio Ambiente, 2006) (Fig. 5.4b); its value for each cell ($\overline{Cr_{i,j}}$) is calculated as the mean of the coefficients of all the cells found along its route downstream. Thus, the ROI_i is calculated as expressed in Eq.4.

$$ROI_i = \overline{Cr_{i,j}} \cdot Cs_i \quad (5.4)$$

where *i* is the specific cell to be evaluated and *i:j* is the route from the cell *i* up to its arrival to the stream cell *j*.

Tabla 5. 2 Slope correction coefficients (Cs) for the calculation of the run-off indicator ROI (Cecchi *et al.*, 2007).

Slope class (degrees)	Cs
< 2°50'	0
2°50'-3°41'	0.1
3°41'-4°32'	0.2
4°32'-5°23'	0.3
5°23'-6°14'	0.4
6°14'-7°05'	0.5
7°05'-7°56'	0.6
7°56'-8°47'	0.7
8°47'-9°38'	0.8
9°38'-10°29'	0.9
> 10°29'	1

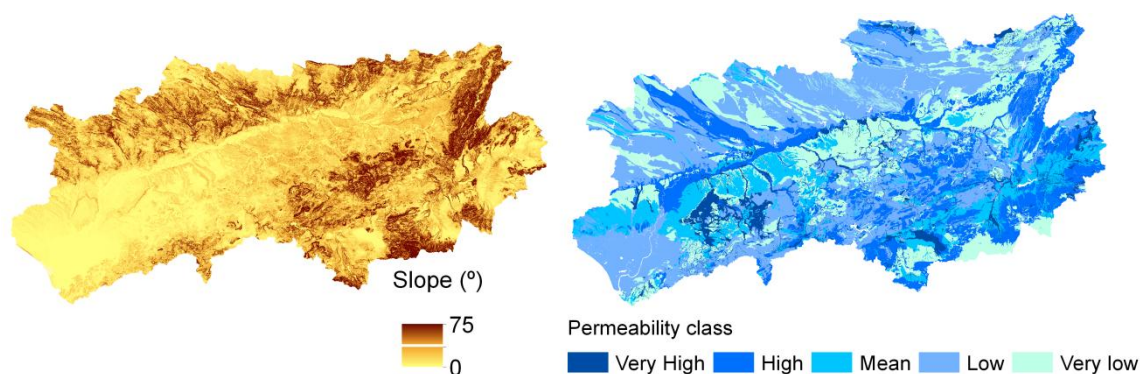


Figura 5. 4 Permeability and slope maps in the Guadalquivir watershed.

5.2.3 Modified non-point pollution index

To incorporate the spatial long-term variability of rainfall into the classification of non-point source pollution potential of a given area, a regional rainfall factor, RAPI (Regional Annual Precipitation Indicator) is proposed now. This factor evaluates the annual rainfall during a period of N years in a certain point with respect to the whole area under study, as expressed in Eq. 5.

$$RAPI_{iN} = \overline{P_{iN}} / \overline{P_N} \quad (5.5)$$

where \bar{P}_{iN} and \bar{P}_{iN} are the mean annual rainfall of the study period of N years (mm year^{-1}) at cell i and at the whole watershed, respectively. This factor can be used to compare the potential of non-point pollution of different areas of a watershed with similar environmental characteristics (topographical, morphological, lithological, and those referring to the vegetation and land uses), but different rainfall regime.

Moreover, in order to include the influence of the temporal variability of the rainfall during the study period, the inclusion of an annual rainfall factor, LAPI (Local Annual Precipitation Indicator), is proposed besides as a first approximation on a local basis. This factor evaluates the annual rainfall of a certain year in relation to the annual average in the study period at a given point of the territory, and thus the local variability of the process on an inter-annual scale is included. In this way, the LAPI for a specific year n is calculated in each cell i as:

$$LAPI_{in} = P_{in} / \bar{P}_{iN} \quad (5.6)$$

where P_{in} is the annual rainfall for a certain year n (mm year^{-1}) and \bar{P}_{iN} is the mean annual rainfall of the study period of N years (mm year^{-1}), both computed at cell i . The meteorological data used in this study consisted of daily datasets of rainfall recorded at 490 weather stations of the RIA network (Agroclimatic Information Network) and the AEMET network (State Meteorological Agency) available at the study site, both issued by the regional government. They were spread over all the watershed (Fig. 5.5.a) and related more or less directly to the fluvial discharges in each of the areas flowing into the principal stream. Distributed values of daily rainfall estimates were generated to take into account the influence of topography, according to Herrero *et al.* (2007). Then, distributed annual values for each cell (P_{in}) were obtained by aggregation of the daily estimates for each cell. Finally \bar{P}_{iN} was computed as the mean of P_{in} for the study period.

The proposed RAPI and LAPI factors (regional and local precipitation indicators) attempts to include the influence of the variability of rainfall on the potential of non-point pollution associated with a particular stationary combination of topography-soil use-travel distance at a given location, and, therefore, it is proposed as a multiplicative term of the PNPI index. Thus, a first modified index, defined in this work as MPNPI (Modified Potential Non-point Pollution Index), arises as expressed in Eq. 7,

$$MPNPI_i = (5 \cdot LCI_i + 3 \cdot DI_i + 2 \cdot ROI_i) \cdot RAPI_i \quad (5.7)$$

where $MPNPI_i$ stands for the MPNPI in cell i for a given study period of N years. This new index permits us to maintain the mean character in a long term period of the original PNPI, since the average $MPNPI_i$ for N years equals the original value of the PNPI _{i} for such period (and also, for a year with the same rainfall as the mean of the period, both indexes give the same result).

Secondly, an annual index, defined in this work as APNPI (Annual Potential Non-point Pollution Index), is expressed following Eq. 8,

$$APNPI_{in} = (5 \cdot LCI_i + 3 \cdot DI_i + 2 \cdot ROI_i) \cdot LAPI_{in} \quad (5.8)$$

where $APNPI_{in}$ stands for the APNPI in cell i for a given year, n , during the study period of N years. This additional index permits us to evaluate locally the non-stationary behavior of the non-point pollution potential for a particular year in comparison with the average local rainfall regime.

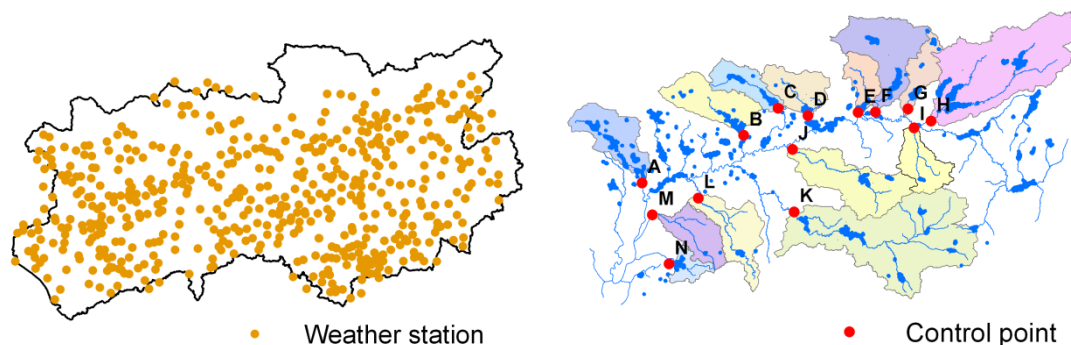


Figura 5. 5 Weather stations (a) and water quality control points and its contributing areas (b) selected in the Guadalquivir watershed.

5.2.4 Analysis of results

To estimate the non-point source pollution potential at the study site, firstly, PNPI values were obtained following the steps described in point 5.2.2 above. In order to contrast the applicability of the PNPI methodology in the Guadalquivir River Basin, the results were compared to water quality data from the ICA network (Integral Network of Water Quality), from the regional government, at 14 control points with monthly sampling selected near the outlets of the main subwatersheds flowing into the Guadalquivir river (Fig. 5.5.b). Nitrate concentration was selected to evaluate the main trends, since it is one of the main indicators of non-point pollution, and is closely linked to the agricultural cover in watersheds where the principal land use is agriculture (Lassaletta *et al.* 2009). Surface averaged PNPI values for each subwatershed flowing into the control points were calculated, and compared with the time averaged values of the measurements of nitrate concentration for the study period, weighed by the associated water flow, by using the available water quality data together with flow data from the regional government's SAIH (Automatic Hydrological Information System) gauging stations (Fig. 5.5.b), available from 1981 to 2007.

Secondly, the MPNPI values within the Guadalquivir River Basin were calculated for the 26-yr period from 1981/82 to 2006/07 hydrological years following Eq. 7. This index allows us to compare areas with similar PNPI but different rainfall regime. The results

were averaged over each subwatershed and these values were compared to the time averaged annual nitrate concentration at the associated control point, to avoid areal scale effects being the concentration the final dilution of the total load of nutrients from the whole subwatershed area.

Since the water quality data at control points in reservoirs or in channels with high regulation upstream can be significantly affected by dilution processes and residence time delays, two clusters according to the regulation level were established for the 14 selected control points: (1) control points with null to medium regulation level, and (2) control points with high regulation level. Mean annual concentration weighed by the contributing area values were obtained for the comparison with both PNPI and MPNPI values in both clusters and the best fit of the two variables in each case was explored.

Finally, to test the capability of the proposed methodology for detecting the influence of the annual rainfall regime on non point pollution trends, annual average nitrate concentration values at the control points were calculated for each year during the 26-yr study period. The APNPI values within the Guadalquivir River basin were calculated for each year following Eq. 8 and the average value for each subwatershed was tested against the annual nitrate concentration values estimated above, analyzing its lineal correlation. In this case, the analysis was also done by clustering the study period in three groups made up with dry (annual precipitation < 400 mm/year), medium (annual precipitation = 400-600 mm/year) and rainy (annual precipitation > 600 mm/year) years.

5.3 Results

5.3.1 PNPI values

LCI, DI and ROI values, as well as the PNPI calculated from the available data in the whole Guadalquivir watershed on a cell basis, are presented in Fig 5.6, where the wide range of values found can be observed. From the PNPI values, it can be seen that the potential of non-point pollution inputs found in the southern side of the watershed is higher than in the northern side. This can be explained by the greater extension in the former of agricultural and urban areas, which are land uses more related to non-point source pollution, as suggested by Prakash (1999).

Thus, the highest PNPI values were obtained in the I, J, K, L, M and N subwatersheds (Table 5.3) with mainly agricultural land uses, and whose averaged values exceeded by almost 5 times the averaged value of the northern side. On the other hand, the greatest potential was observed in the areas near the riverbeds, especially in the whole central valley of the Guadalquivir river (Fig. 5.6). From Table 5.3 it can be seen that the subwatersheds I, J, K, L, M and N, with the highest mean PNPI values (4.94-5.37) had the highest mean concentration measurements in absolute terms (\bar{c}^*) (around 12-21 mg L⁻¹) at their control

points. Similarly, at the control points A, B, E, F, G, C, D and H, with the lowest mean PNPI values (3.53-4.68), mean concentration values were lower (around 2-6 mg L⁻¹). However, significant differences in concentration were found in subwatersheds with a however similar PNPI value and level regulation, this could depend of another factors, as the rainfall regime (Table 5.4), so a regional rainfall factor, RAPI, will be included in the model, in order to explain these variations. Annual variations of the mean concentrations values during the study period were found at the control points, showing higher concentration during the rainy period 1994/95-2006/07 (Fig. 5.7), when the mean annual rainfall was 714 mm, versus 630 mm during the previous period 1981/82-1993/94. That showed that the inclusion of a factor which takes into account the annual rainfall (LAPI) would be very useful in the characterization of the non-point source pollution potential.

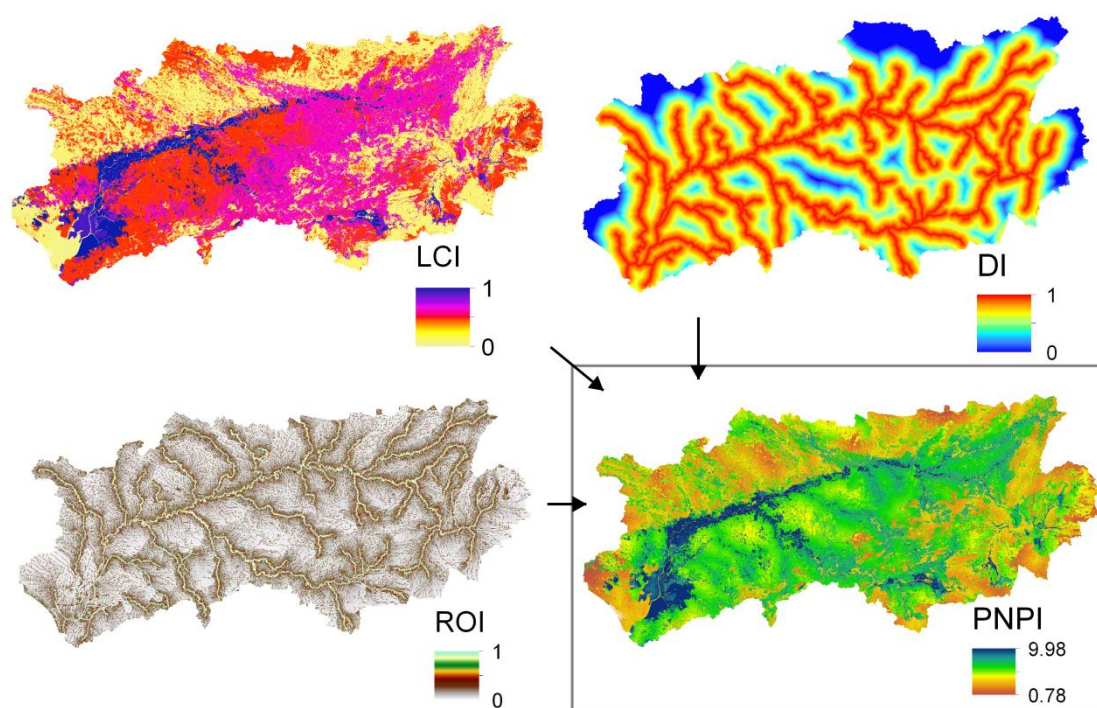


Figura 5. 6 LCI, DI, ROI and PNPI values in the Guadalquivir watershed.

Tabla 5. 3 Information about control points, regulation level, contributing area, mean PNPI, RAPI, LAPI and MPNPI values in contributing subwatersheds to the Guadalquivir river, and mean nitrate concentration (\bar{C}) and concentration weighted by the contributing area (\bar{C}^*) at the control points, for the period 1981/82-2006/07.

Control point	Type of control point	Contributing area (km ²)	Regulation level	\overline{PNPI}	\bar{C} (mg L ⁻¹)	\bar{C}^* (mg L ⁻¹)	\overline{RAPI}	\overline{MPNPI}	\overline{LAPI}
A	R	1627	High	3.89	3.95	5.06	1.36	1.11	1.49
B*	R	1665	High	3.53	2.39	3.13	1.19	1.01	1.41
C	R	991	High	4.63	2.40	1.87	1.04	0.88	1.51
D*	R	1190	High	4.52	4.04	3.78	1.07	1.02	1.26
E*	R	800	High	4.01	1.06	0.67	1.25	0.81	1.63
F*	RU	2365	Medium	3.85	4.87	9.06	1.00	0.96	1.16
G*	RU	893	Medium	3.61	2.84	2.00	0.95	0.73	1.17
H	RU	5127	High	4.68	6.98	28.14	0.97	0.96	1.45
I	NR	1120	Null	4.94	16.46	14.51	1.00	1.02	1.78
J	NR	2413	Null	5.20	14.68	27.86	1.09	1.18	2.71
K	RU	6178	High	5.02	13.46	65.40	0.87	0.92	1.58
L	RU	1682	Low	5.25	12.88	17.04	0.93	1.03	1.22
M*	NR	1222	Null	5.37	21.23	20.42	1.03	1.17	1.20
N*	R	481	High	5.17	21.74	8.22	0.98	1.07	1.04

* Concentration measurements available from 1994.

NR: measurement in channel; R: measurement in reservoir; RU: measurement in channel but with reservoirs upstream

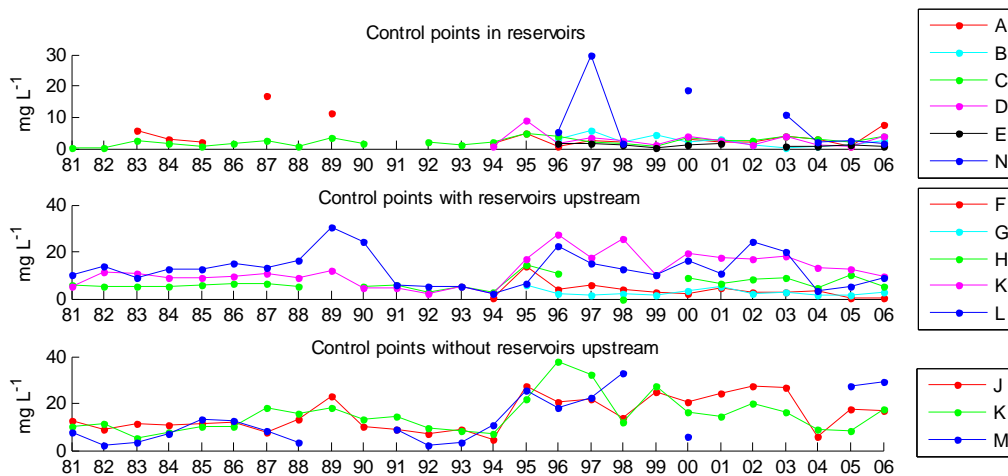


Figura 5. 7 Average annually nitrate concentration in control points in reservoirs, in channel with reservoirs upstream and without reservoirs upstream, for the period 1981/82-2006/07.

Tabla 5. 4 Mean, minimum and maximum value and standar deviation value of annual rainfall in each subwatershed, for the period 1981/82-2006/07.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
mean	672	590	517	531	621	498	473	483	496	544	436	461	512	485
max	1086	974	868	898	1211	1022	860	806	839	934	710	801	880	843
min	301	219	202	238	297	192	206	171	218	232	202	209	207	216
Std	242	206	175	183	233	202	171	157	160	184	143	169	187	178

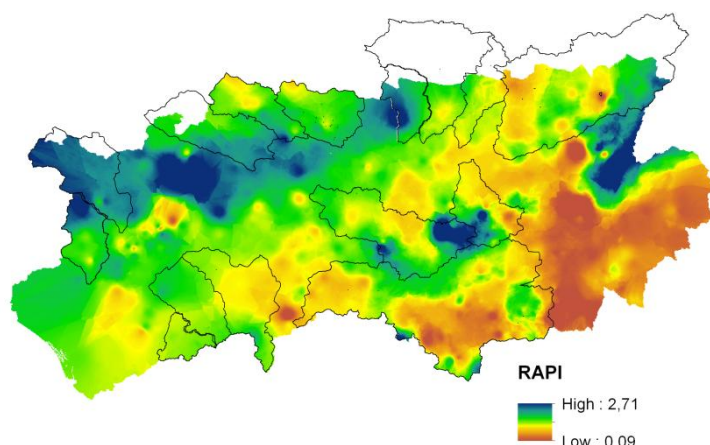


Figura 5. 8 RAPI values in the Guadalquivir watershed, for the period 1981/82-2006/07.

5.3.2 Spatial modelling of the index: modified PNPI

A potential relation between nitrate concentration weighted by the contributing area (\bar{C}^*) (Table 5.3) versus PNPI values and versus MPNPI values (Table 5.3) can be seen from Fig. 5.9. For the original index PNPI, a R^2 of 0.79 was obtained in control points downstream under flow with null-medium regulation and a R^2 of 0.3 in control points downstream under flow with high regulation. However, the relation improved using the MPNPI values, with R^2 values of 0.96 and 0.86 in control points downstream under flow with null-medium and high regulation, respectively (excluding H and K control points).

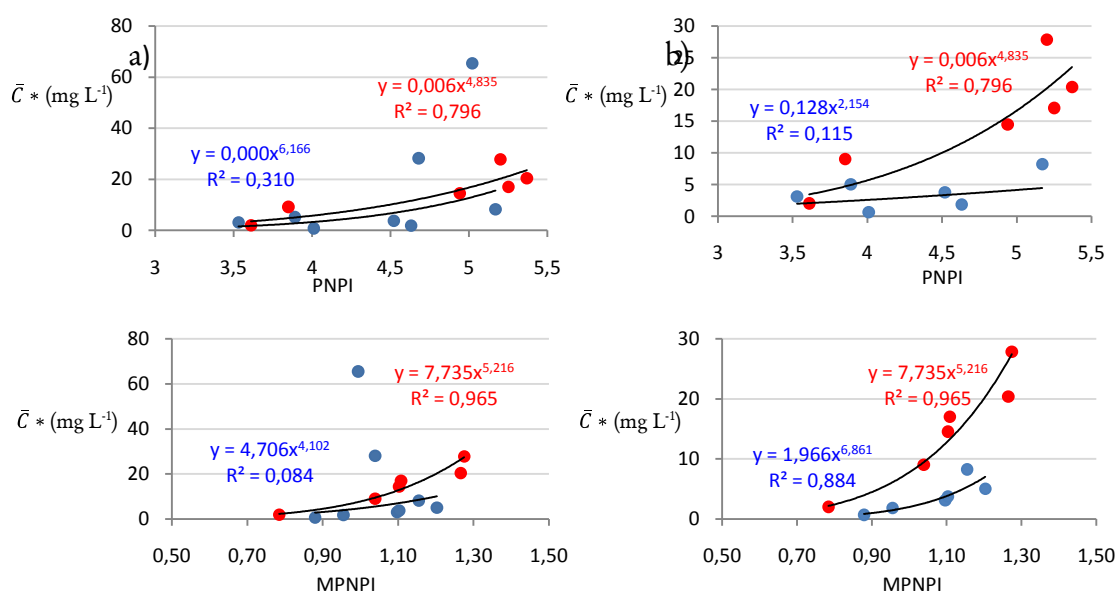


Figura 5. 9 Nitrate concentration versus PNPI and MPNPI in subwatersheds with null, low or medium regulation (red) and subwatersheds with high regulation (blue) (a), and the same results, but excluding the control points H and K (b).

5.3.3. Interannual modelling of the index: Annual PNPI

A lineal relation between mean annual nitrate concentration value and APNPI was found (Fig. 5.10), with a R^2 around 0.51-0.79 where data from 1981 were available, and around 0.36-0.69 where data from 1994 were available. In most of the subwatersheds, outliers in the driest (94, 98, 04) and rainiest years (95, 96, 97) (Fig. 5.11) were detected. Excluding these extreme years, R^2 increased in all cases and a R^2 around 0.65-0.89 was found.

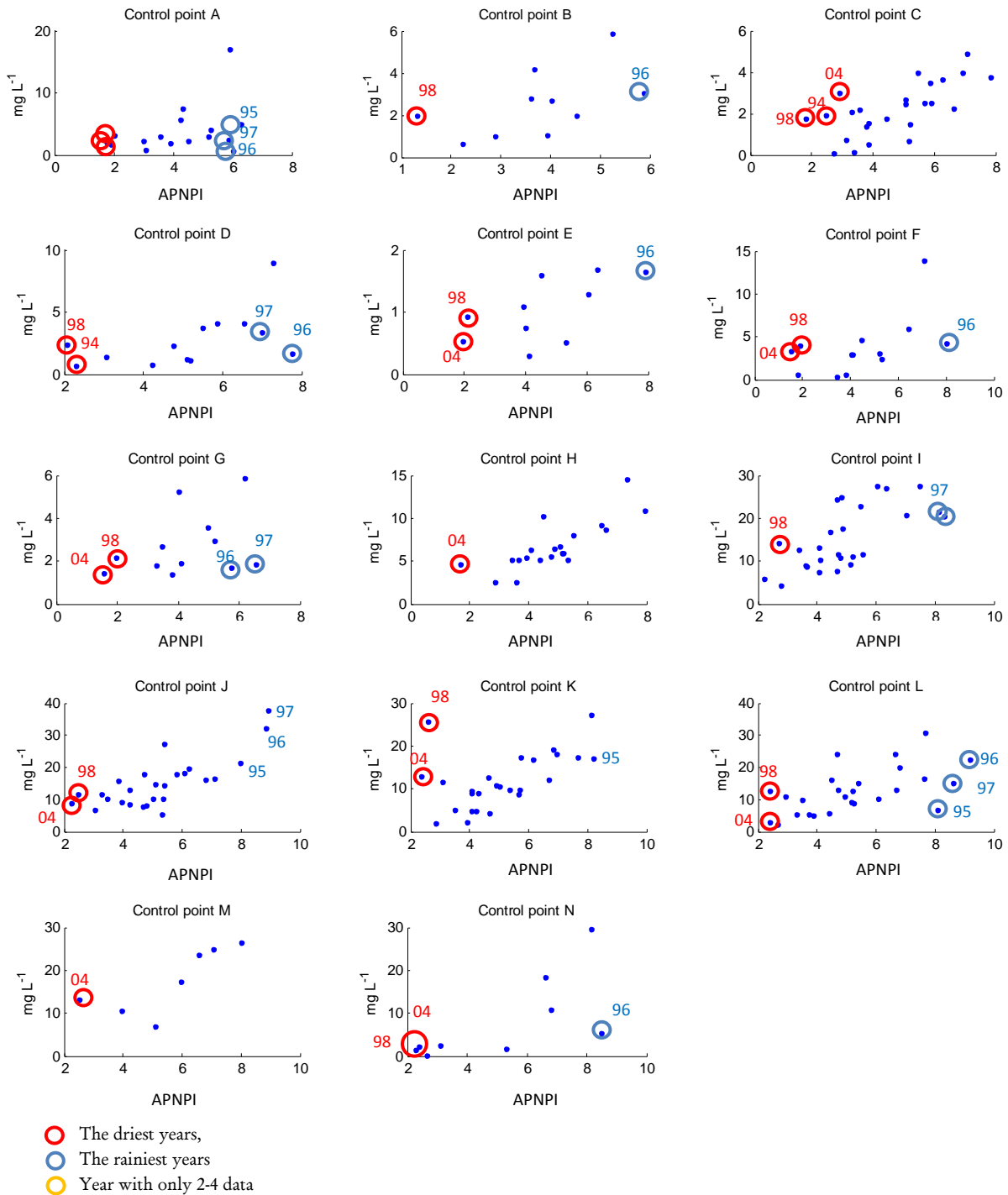


Figure 5. 10 Annual nitrate concentration versus APNPI index in the subwatersheds, showing R^2 coefficient including all the years and excluding the driest and the rainiest years.

Tabla 5. 5 R² coefficient values of the linear relationship annual nitrate concentration versus APNPI in each subwatershed, for the period 1981/82-2006/07 before and after excluding the driest and rainiest years.

	R ²													
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Including all the years	0.36	0.37	0.67	0.54	0.60	0.55	0.36	0.79	0.67	0.76	0.51	0.58	0.59	0.69
Excluding driest and rainiest years	0.66	0.71	0.76	0.79	0.65	0.80	0.68	0.83	0.73		0.82	0.74	0.89	0.86

Fig. 5.11 depicts the distributed LAPI and APNPI values in the Guadalquivir watershed, calculated from Eqs. (6) and (7), for the hydrological years 94/95 and 95/96, which are representative for dry and rainy years, because in most of the control points they present the lowest and highest mean concentration value, respectively. In this case, the mean APNPI value in the watershed increased by 64.73% during the rainy year, while in the dry year, this value declined by 44.60%, over the mean values of the study period. Thus, an approximation to the inter-annual variation in potential non-point source pollution is achieved through calculating an interval of the APNPI values which varies for a certain year in particular, and which rises or falls in terms of the mean annual rainfall.

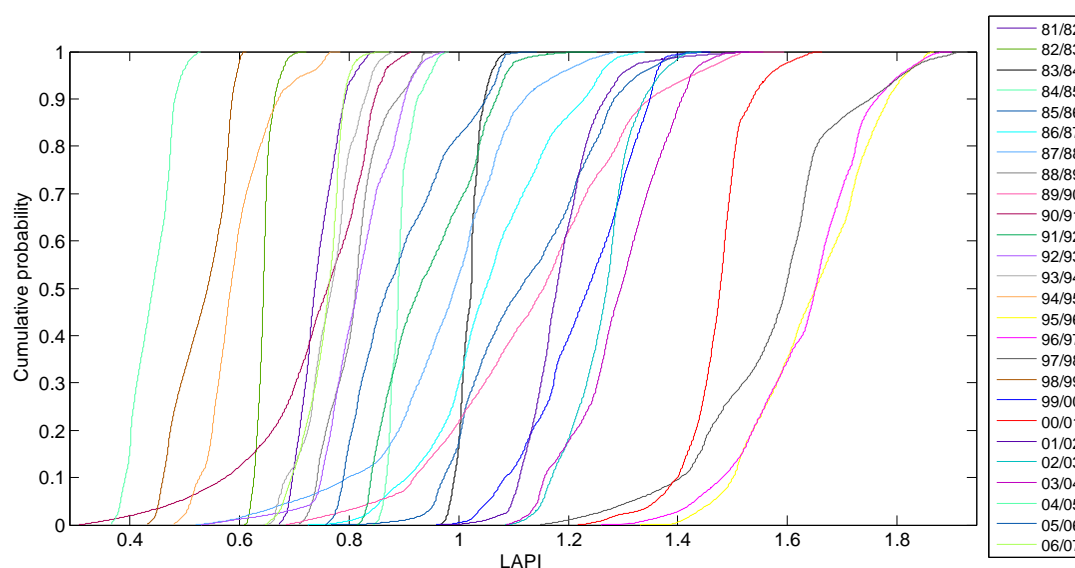


Figura 5. 11 Cumulative probability functions of LAPI values in the Guadalquivir watershed, for the study period (1981-2007).

5.4 Discussion

The original Munafò model allows us to determine qualitatively those most conflictive areas in the study watershed, and represents a valuable tool for applying relief measures in those areas where the control of non-point source pollution is required. However, the impact of each area on the pollutant loads to the river can differ widely due to the extreme variability of the rainfall regime, beyond the actual characteristics of the land.

Munafò *et al.* (2005) suggest not to use water quality data to validate the results of the PNPI, since those measurements are affected by occasional inputs which are not accounted for by the model. Besides, as the model includes inputs of a different character (natural and anthropic), the degree of fit when compared to measurements of a certain water quality parameter can never be good. However, the temporal variation in water quality data is indeed related to the evolution of the PNPI throughout a particular period, as depicted in Fig. 5.7, and therefore, contrasting parameter measurements of a fundamentally non-point source character is of great interest. In fact, although it is not our intention to establish a quantitative comparison between the PNPI value and the water quality data, higher nitrate concentration was found at the J, K, L, M, N, O stations, whose watersheds were among those which have higher PNPI values according to the model of Munafò *et al.* (2005).

The index allows us to compare the pollution potential of watersheds within a region with similar land uses but with a different climate regime. For this, RAPI was computed as the ratio between the mean annual rainfall in a certain watershed and the mean annual rainfall in the watersheds included in the analysis. The inclusion of the RAPI, improves the relation between the index and the mean annual concentration found at the control points, except when flow data depend of the discharge from several reservoirs, as is the extreme case of H and K control points.

The evolution of the mean concentration during the study period (Fig. 5.7), with higher concentration in rainy years, highlights the analogy of the non-point source pollution potential in both subwatersheds and its dependence on the rainfall factor. High R^2 values found for the lineal relation between annual concentration and APNPI (Fig. 5.10 and Table 5.5) suggests that the time variability in the local pollution potential can be traced mainly from the annual rainfall. However, very rainy years preceded by very rainy years can present low concentration, because of leaching processes in previous years and discharges from reservoirs upstream that dilute the concentration (which happened in the years 96 and 97 in most of control points). On the other side, during extremely dry years, rainfall events can move large amounts of pollutant that are available from the moment of application to the soil and generate high concentrations due to the lack of flow to dilute them (this is the case of the years 98 and 04). In both extreme cases, The inclusion of the LAPI indicator helps to establish the degree of the increase/decrease in the pollution potential in dry and rainy years with respect to a mean potential characteristic of each area as defined by the PNPI. Thus, the inclusion of the LAPI in the PNPI allows us to understand how areas with a specific pollution potential on the static map of the original model become more or less conflictive, depending on the rainfall regime of a certain year or to the seasonal pattern of the rainfall. On a global level, in the whole Guadalquivir watershed (Fig. 5.12), area A presents higher pollution potential than B ($PNPI_A > PNPI_B$). However, when applying the local MPNPI index, this trend occurs only in rainy years, because in dry years, $APNPI_B > \text{local } APNPI_A$.

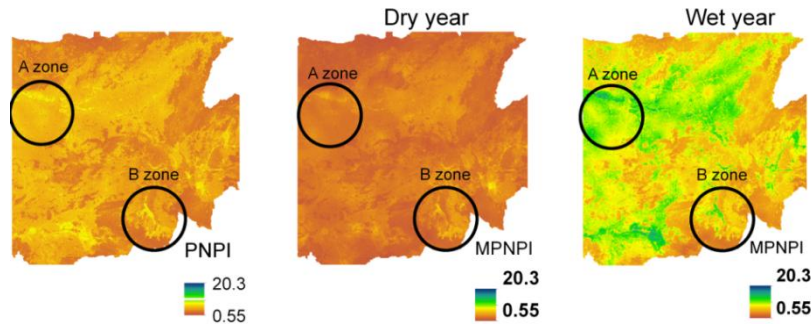


Figura 5. 12 PNPI, 1994-95 APNPI, and 1996-96 APNPI values in selected areas in the Guadalquivir River basin (1994-95 and 1995-96 hydrological years are representative of dry and wet rainfall regimes in the basin, respectively).

The MPNPI index thus constitutes a potential non-point pollution value, which is able to include the total annual inputs, although its behaviour could be different on an inter-annual scale, depending on the data flow. Thus, maximum nitrate concentration values generally occur together with floods and fertilization periods, although high concentrations are also found in periods of no rain, and, therefore, with low flows. This coincides with the results found by Rusjan *et al.* (2008), who demonstrated that high concentrations of nitrates are linked with extreme weather conditions in summer and early autumn, due to lack of rain. On the other hand, the non-correspondence between the trend of nitrate concentrations and that of the modified PNPI values can sometimes be due to the monthly frequency of the water quality data. These often vary on a daily scale with the flow regime and may not include all their variation on a lower time scale. These results coincide with other studies (Georgios, 2006; Rollo and Robin, 2010), which also indicate that the non-point inputs change as a function of the alternation of rainy and dry periods.

Moreover, input generation capacity could vary according to whether the rainfall is uniformly distributed throughout the rainy season, or is concentrated in one or more periods within the year. Seasonal variability of the MPNPI index could be modeled using monthly precipitation data, so, local MPNPI in a month m of a year n can be calculated by Eq. 5.8, where P_m is the monthly rainfall for a certain month m . The lack of water quality data at an appropriate time scale prevents validation of the seasonal modelling of the index for a certain year (Eq. 5.8), as a single measure may not reflect the full contribution of runoff to be taken with several days of delay after the rainfall events. This argument could be applied to the annual scale, although in this case, the mean of the 12 measurements was used.

$$MPNPI_{mn} = (5 \cdot LCI + 3 \cdot DI + 2 \cdot ROI) \cdot LAPI_n \cdot P_m \quad (5.8)$$

5.5 Conclusions

The modification to the original PNPI index used allowed for an estimation of the potential non-point source pollution in areas with different land uses, while also taking into account topographic and hydrological factors. Nitrate concentration data at the outlet of some subwatersheds during the period 1981-2007 confirmed the higher inputs from the areas with higher PNPI. However, it was clear that the rainfall factor needed to be included. The inclusion of a regional and local API factor in the evaluation of non-point source pollution using the applied model provided a characterization of the pollution potential in the different areas of the watershed during a particular period, and also allowed for the characterization of the process on an interannual scale. A potential relation was found between MPNPI and nitrate concentration values, showing a best fit in non regulated control points, with a R^2 of 0.96, versus 0.86 in reservoirs control points. APNPI showed a linear relation with the mean annual nitrate concentration value at each control point, with R^2 values around 0.65-0.89, and outliers in the driest and rainiest years were found. In both extreme cases, APNPI should be taken with caution, and another factor related to remaining concentration from previous years and reservoirs effects have to be included.

Acknowledgements: The results of this work have been carried out within the framework of cooperation agreements between the Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) and the Universities of Granada and Cordoba, entitled: methodology for diagnosing and predicting the consequences of human actions in the Guadalquivir estuary” and have been financed by the project GCL 2008-03308: “Multiscale model of contaminants transfer from soil to surface runoff flow and transport” from the Ministry of Science and Innovation. The authors would also like to thank the Andalusian Regional Government the information provided regarding flow, precipitation and water quality data.

Capítulo 6: Modelo paramétrico distribuido de aportes agrícolas

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados como comunicación oral en las Jornadas de Zona no saturada (2009, 2011) y publicados:

Contreras, E., Egüen, M., Nofuentes, M., Polo, M.J. 2009. Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca. Estudios de la Zona no Saturada del Suelo Vol. IX - ZNS'09. 377-384.

Gómez-Beas, R., Contreras, E., Aguilar, C., Egüen, M., Polo, M.J. 2011. Aplicación de un modelo paramétrico distribuido de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en una cuenca con predominio de olivar. Estudios de la Zona no Saturada del Suelo Vol. X - ZNS'11. Pp. 241-246

El capítulo íntegro está en proceso de ser enviado a Journal of Environmental Management para su publicación.

Resumen

Este capítulo propone un modelo paramétrico simple distribuido para la evolución de la concentración de herbicidas en la superficie del suelo y su transferencia al agua de escorrentía. El modelo se desarrolla a escala de celda, considerando los procesos de degradación en el suelo, desorción hacia la capa de mezcla y su transferencia al agua de escorrentía, siendo la situación de ocurrencia de precipitación la desencadenante de los dos últimos procesos. Las cargas obtenidas se circulan hacia el punto de cierre del sistema mediante un algoritmo basado en el tiempo de viaje de cada celda, concatenándolas de este modo en el espacio y en el tiempo. Se obtiene así un cálculo semidistribuido en el punto de cierre de la cuenca, en el que intervienen cuatro parámetros, que permite aplicar un modelo analítico en sistemas de gran extensión territorial y cuya calibración y validación se puede realizar a partir de datos de calidad de agua.

6.1 Introducción

Al añadir un herbicida a una zona agraria, gran parte del producto se pierde y se vierte al suelo, así mismo, parte de lo recogido sobre las hojas es arrastrado por el viento o por la precipitación, apareciendo finalmente en el suelo. El resultado es una acumulación de estos productos sobre el sustrato edáfico en cantidades elevadas (Seoáñez, 1977) y que a menudo es en parte incorporada a las masas hídricas o a los cursos de agua por escorrentía

superficial, generada cuando la precipitación o el riego superan la tasa de infiltración de agua en el suelo, e infiltración hacia los acuíferos, o también por saturación del suelo por oscilación de acuíferos someros en zonas de humedales.

La mayoría de las pérdidas de herbicidas corresponde a la fase acuosa (excepto para los herbicidas que están fuertemente adsorbidos al suelo) ya que, aunque las concentraciones de herbicidas en la fase acuosa de la escorrentía son generalmente menores que en la fase del sedimento de la misma, ésta suele ser bastante baja, incluso en las tormentas más fuertes (Wauchope y Leonard, 1980). La cuantía y características de la concentración del soluto en el agua que constituye la escorrentía superficial de la cuenca, estará determinada por diversos procesos y factores. Las mayores concentraciones de herbicidas en el agua de escorrentía ocurren en la primera lluvia significativa después del momento de la aplicación, ya que la retención del compuesto en el suelo aumenta progresivamente con el tiempo tras su aplicación (Pignatello *et al.*, 1993), por lo que el tiempo en que se produce la lluvia con respecto al momento de la aplicación es uno de los factores más críticos a la hora de evaluar el proceso, además la concentración y disponibilidad de las sustancias en el suelo se disipa con el tiempo por efecto de la degradación, de modo que el riesgo de lavado de herbicidas es mayor en la época lluviosa. Por otro lado, lluvias más intensas generan escorrentías más tempranas, con mayor velocidad de flujo y por tanto con más energía disponible para la extracción y transporte de herbicidas desde la superficie del suelo. Estudios precedentes (Galindo, 2006) apuntan a que en el proceso de transferencia al agua de escorrentía es dominante el control ejercido por la interfaz suelo-agua en la zona de mezcla superficial, frente al control ejercido por las variables físicas en la generación de escorrentía. De este modo, la mayor o menor intensidad de lluvia, aunque acoplada al proceso (Gao *et al.*, 2004), no es necesariamente el factor de mayor importancia a considerar, pudiéndose detectar concentraciones más elevadas de compuesto en períodos de tiempo en los que no sucede un evento de lluvia de gran intensidad, pero sí existe en el suelo una cantidad importante de herbicida.

El modelado de herbicidas incluye ciertas dificultades (Chantal *et al.*, 2009): 1) la bajas concentraciones con las que estos se dan en los cauces (Voltz *et al.*, 2003; Clement *et al.*, 1999); 2) el escaso conocimiento de los procesos físicos y químicos a escala de cuenca; 3) la gran variabilidad temporal de la calidad del agua, en particular durante los eventos de precipitación que ocurren próximos a los períodos de aporte de herbicidas al suelo (Frank and Sirons, 1979; Gaynor *et al.*, 1995; Louchart *et al.*, 2001; Wang and Squillace, 1994); 4) la gran variabilidad espacial de la calidad del agua, que dependen de la distribución espacial de los aportes de herbicida en la cuenca y de las características del suelo e hidrológicas (Colin *et al.*, 2000; Leu *et al.*, 2004a, b.; Louchart *et al.*, 2001); 5) la escasez de datos disponibles para calibrar y validar los modelos, en parte debido al alto costo de los datos adquisición tanto para el muestreo y análisis. Por lo tanto, son muchas las fuentes conducen a un alto grado de incertidumbre en cualquier método de modelización de la contaminación por herbicidas (Dubus *et al.*, 2002, 2003).

Numerosos estudios se han llevado a cabo con el objeto de comprender mejor la dinámica del proceso de liberación de sustancias al flujo de escorrentía y transporte de las mismas hacia otras zonas y son muchos los modelos que incorporan este tipo de contaminación, como ANSWERS, SWMM, AGNPS, HSPF, GLEAMS, SWRRBWQ, CREAMS, SWAT, etc. (e.g. Contreras, 2007), sin embargo, aunque muy completos, la mayoría son difíciles de calibrar en la práctica, y no están definidos a las escalas temporales y espaciales con las que se describen los procesos hidrológicos en la cuenca, por lo que es necesario incluir una parametrización adecuada de los mismos para cada asociación de escalas espacio-temporales abordable, utilizando los modelos físicos a la escala a la que fueron desarrollados y parametrizando a las escalas superiores a partir de la explotación local de los mismos (Aguilar, 2008).

El presente trabajo simula el proceso de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía, estimando la transferencia del compuesto a la fase acuosa a escala de celda de suelo agrícola, mediante un modelo paramétrico simplificado, considerando períodos de evento y no evento de escorrentía para, posteriormente, circular la carga estimada hacia el punto de salida de la cuenca. En esta primera aproximación sólo se han considerado los procesos de degradación en el suelo y la transferencia durante la generación de escorrentía.

6.2 Datos y metodología

6.2.1 El modelo paramétrico

Se recoge una visión del proceso a escala distribuida, determinando el aporte de sustancias que provocaría un evento de lluvia y teniendo en cuenta el hecho de que la escorrentía y el transporte de sustancias por la misma varían espacialmente a lo largo de toda la cuenca, ya que las características topográficas y pluviométricas son diferentes de unas zonas a otras (Contreras, 2007). El modelo comprende tres módulos (Fig. 6.1), el primero de ellos se aplica a pequeña escala, a una celda de suelo agrícola en la que se produce aporte de herbicida, en cambio, los dos siguientes comprenden un cálculo distribuido, al tratar cada una de las celdas en las que se divide la subcuenca. A continuación se expone el desarrollo de los 3 módulos implementados en el modelo, con la definición de parámetros de entrada, variables de estado y relaciones entre ambas para cada proceso incluido en el mismo, definiendo la escala espacio-temporal para la que dicha caracterización es válida. El programa de cálculo numérico MATLAB 7.0 fue la herramienta utilizada para la implementación del esquema.

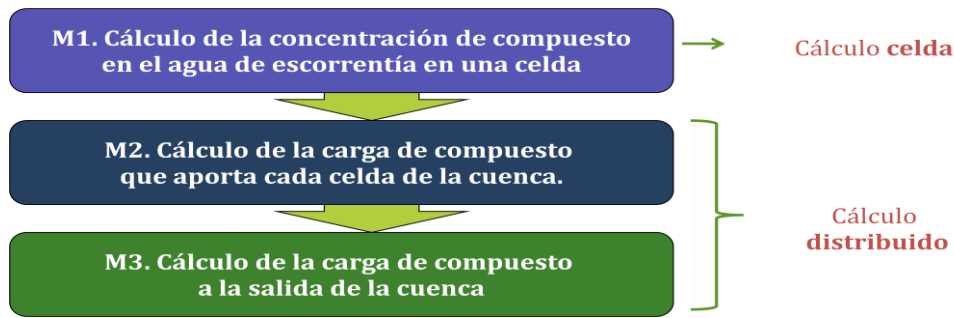


Figura 6. 1 Esquema de los 3 módulos que comprende el modelo.

6.2.1.1 Cálculo de la concentración de herbicida en el agua de escorrentía en una celda

Los procesos que considera el modelo paramétrico son la degradación del compuesto en el suelo, desorción de éste hacia la fase acuosa de la escorrentía y degradación en la misma. Se ha de tener en cuenta que estos procesos ocurren a diferentes escalas de tiempo, ya que la cantidad de sustancia en el suelo variará más lentamente que en el agua de escorrentía, tomando una escala temporal de días y de minutos, respectivamente. En la Fig. 6.2 se presenta el esquema de cálculo de los diferentes procesos que intervienen.

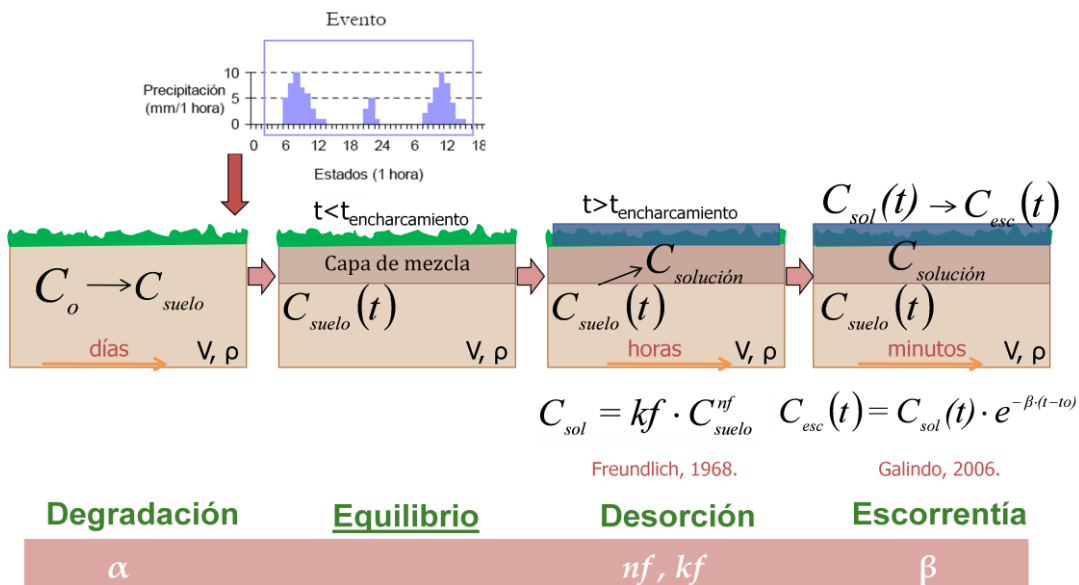


Figura 6. 2 Esquema de cálculo de la concentración de compuesto en el agua de escorrentía en una celda agrícola.

Numerosos estudios (Martínez, 1996; Fuentes *et al.*, 2000; Martínez *et al.*, 2003) demuestran que la degradación del compuesto en el suelo puede modelarse a escala diaria o superior mediante una ley exponencial negativa, según Eq. 6.1. Según esta ley, la que la concentración de sustancia en un momento dado, depende de la concentración de sustancia

inicial y del período de tiempo transcurrido desde el momento de la aplicación o tiempo en el que ocurre dicha concentración inicial:

$$C_{suelo} = C_0 \cdot e^{-\alpha \cdot (t-t_0)} \quad (6.1)$$

siendo C_{suelo} la concentración presente en el suelo fuera de la capa de mezcla en un tiempo determinado t [ML^{-3}]; C_0 la concentración inicial de partida en un tiempo t_0 [ML^{-3}]; $t-t_0$ el tiempo transcurrido desde el aporte de sustancia y α un parámetro relacionado con la velocidad de degradación de la sustancia [T^{-1}].

El proceso de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía durante un evento de lluvia, está dominado por el control que el suelo ejerce, tanto sobre la generación de escorrentía como sobre la dinámica de sorción. La zona del suelo que contribuye a la presencia de sustancia en el flujo superficial de agua, es decir, la zona donde interaccionan los componentes del suelo y el agua de lluvia no infiltrada (exceso de lluvia) se define como “capa de mezcla”. En dicha zona, desde que se inicia la lluvia hasta que se produce el encharcamiento de la superficie del suelo (inicio de escorrentía) se lleva a cabo el proceso por el que tienden a equilibrarse la concentración de sustancia en la fase sólida del suelo y en la solución acuosa del mismo, con velocidades de infiltración que en general permiten admitir esta hipótesis en la mayoría de los casos. Cuando el flujo de la saturación superficial se produce por inundación súbita y caudales circulantes muy elevados, esta hipótesis no es válida (Nofuentes y Polo, 2008). Es en esta capa hacia donde tiene lugar la desorción del soluto desde el sustrato edáfico y, en condiciones de equilibrio, la descripción del proceso se puede hacer mediante la ecuación no lineal de Freundlich según Eq. 6.2.

$$C_{suelo} = kf \cdot C_{solución}^{nf} \quad (6.2)$$

siendo $C_{solución}$ la concentración de herbicida en la solución acuosa de la capa de mezcla, [ML^{-3}]; C_{suelo} la concentración de herbicida en la fase sólida del suelo en la capa de mezcla en un estado de equilibrio [MM^{-1}] y kf y nf son dos constantes características relacionadas con la capacidad de adsorción-desorción del compuesto.

El tercer proceso implicado es el de variación de la concentración de sustancia en el flujo de escorrentía desde la capa de mezcla. Se admite como hipótesis de cálculo que al inicio de la escorrentía se ha alcanzado el equilibrio en la capa de mezcla, produciéndose mezcla instantánea, por lo que la concentración química en el agua de escorrentía sería la misma que en el agua infiltrada. La evolución de la transferencia de solutos desde el suelo al agua de escorrentía arroja valores decrecientes a medida que el agua de lluvia lava los primeros centímetros del perfil de suelo; por tanto, depende de la intensidad de lluvia y su variación temporal. Resultados de estudios anteriores corroboran el hecho de que la variación de la concentración de sustancias en el flujo de escorrentía podría ajustarse a una ley exponencial negativa según la Eq. 6.3. A partir del momento en el que empieza a haber escorrentía, la concentración en el flujo de escorrentía sería para un tiempo dado:

$$C_{esc} = C_{solución} \cdot e^{-\beta \cdot t_0} \quad (6.3)$$

siendo $C_{solución}$ la concentración de sustancia en la solución de la capa de mezcla en el inicio de la escorrentía, en equilibrio con la fase sólida bajo el supuesto anteriormente admitido [MT^{-3}] y β un parámetro relacionado con la velocidad de disminución de los valores de concentración [T^{-1}]. En la Fig. 6.3 se presenta el diagrama de flujo del modelo generado.

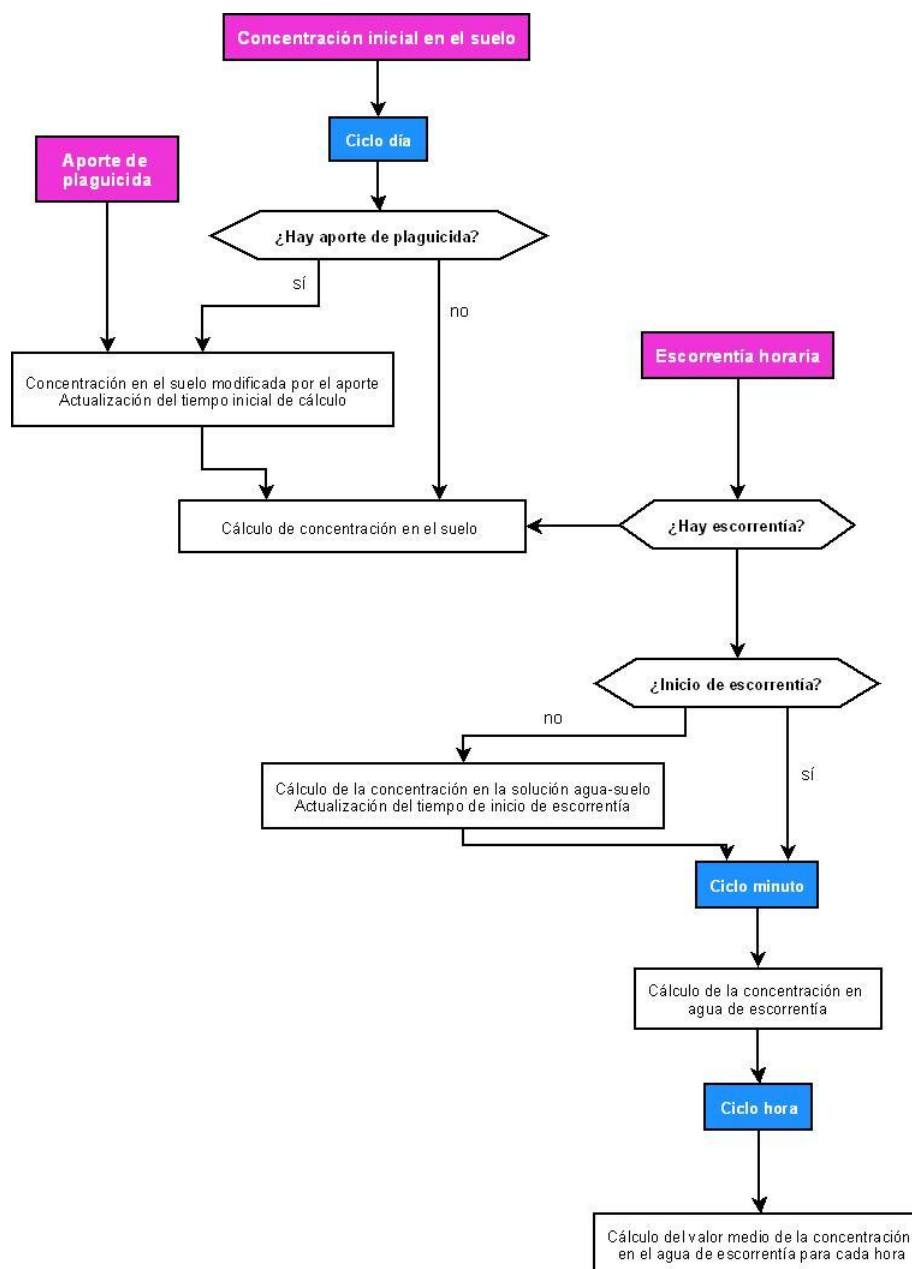


Figura 6.3 Diagrama de flujo del modelo de transferencia de herbicida al agua de escorrentía

6.2.1.2 Cálculo de la carga de herbicida que aporta cada celda desde la cuenca

La carga de compuesto que va a aportar cada celda de suelo agrícola a la escorrentía se calcula según los datos de concentración horaria obtenidos en el módulo anterior y la escorrentía horaria producida en cada celda de suelo agrícola. El cálculo horario es debido a las restricciones usuales impuestas por el cálculo de la generación de escorrentía a partir de datos de precipitación normalmente horarios. Para el cálculo de la escorrentía horaria en cada celda, se utiliza el modelo hidrológico Wimmed, que simula de forma distribuida la precipitación media diaria (Pd) en la cuenca vertiente a cada punto de control teniendo en cuenta la influencia de la topografía en dicha distribución espacial (Herrero *et al.*, 2007), utilizando datos de Pd en 21 estaciones meteorológicas distribuidas en la cuenca (Fig. 3.3) suministrados por la AEMET. El modelo hidrológico a partir de la precipitación distribuida calcula la escorrentía horaria simulando el balance de agua en la zona no saturada del suelo según las características hidrológicas, topográficas y litológicas de la zona.

6.2.1.3 Cálculo de los aportes de herbicida a la salida de la cuenca

Para evaluar el aporte de herbicida al cauce principal en el punto de salida de la cuenca a lo largo de un evento de escorrentía, se ha de determinar qué celdas en cada una de las horas del evento de escorrentía llegan a la salida de la cuenca y sumar las cargas resultantes cada hora. Posteriormente se irán acumulando las cargas aportadas en las sucesivas horas, gracias al conocimiento del tiempo de viaje (Fig. 6.4) de cada una de las celdas que producen dichas cargas, entendido como el tiempo que tardaría el exceso de lluvia de una celda concreta en llegar desde la misma al punto de desagüe, con la carga asociada de sustancias (Aguilar, 2008). Dicho parámetro se calcula considerando una velocidad de avance efectiva del flujo en cada celda (homogénea en toda la superficie de cálculo, al ser la totalidad de la cubierta de carácter agrícola y por tanto con características similares en lo que a rugosidad del terreno se refiere) y teniendo en cuenta las direcciones del mismo hasta alcanzar el punto de desagüe. Una vez determinada la carga vertida a la salida de la cuenca, con la escorrentía en dicho punto, generada siguiendo la metodología desarrollada por Aguilar (2008), se calcula la curva de carga de compuesto en el agua de escorrentía a la salida de la cuenca. Se obtiene así el polutograma para el período estudiado y, con ello, una idea de en qué medida la subcuenca va a contribuir a la contaminación de las aguas del cauce principal.

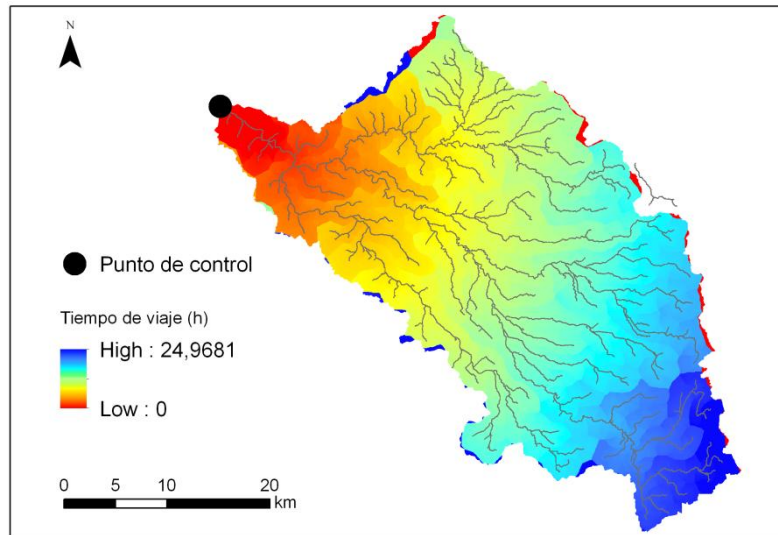


Figura 6. 4 Tiempo de viaje desde cada celda de la cuenca hasta el punto de control.

6.2.1.4 Validación del modelo con datos medidos en el punto de control en la cuenca

La validación del modelo se utilizan datos de concentración de terbutilazina procedentes de la red ICA, y se estima la carga de herbicida a partir de ésta y datos de caudal en estaciones disponibles en el área de estudio. La escala mensual a la que están disponibles los datos de calidad de agua impone restricciones a la hora de validar, su aplicación a zonas con datos de calidad de agua con mayor frecuencia de medida permitiría validar el modelo a las escalas a las que se producen los procesos.

6.2.2 Área de estudio y fuentes de datos

La zona de aplicación del modelo es la subcuenca del río Guadaira, vertiente al cauce principal del estuario en su margen izquierda y con una extensión de 1524 km² (Fig. 6.5). A lo largo del este trabajo, tanto en la estimación de aportes teóricos (anejo 1) como en la aplicación del modelo de aportes difusos desarrollado (capítulo 5) se ha demostrado la importancia de esta zona como fuente de contaminación difusa. A ello, se suma el hecho de que el río Guadaira se encuentra entre los pocos afluentes del Guadalquivir en régimen natural, lo que lo hace uno de los cauces más idóneos para la aplicación del modelo propuesto.

En esta cuenca existe una amplia superficie dedicada al cultivo de olivar, concretamente 260 km² (Fig. 6.5), lo que implica el aporte de herbicidas al cauce principal desde estas áreas en épocas de escorrentía. El resto de usos de suelo agrícola corresponden a herbáceos principalmente trigo y girasol, y en segundo lugar cereales, algodón y cebada, donde el tratamiento con terbutilazina es nulo, en el caso de los dos primeros, o escaso, en los tres últimos. El uso de herbicidas para la eliminación de la cubierta vegetal en el cultivo de olivar es una práctica muy común y generalizada en todo el área Mediterránea (Montiel y Sanchez, 1996). En este caso, los herbicidas más utilizados son la simazina, diurón y

terbutilazina, prohibiéndose el uso de los dos primeros desde 2002. El modelo propuesto utiliza la escorrentía horaria en la celda como motor del inicio del proceso de transferencia del soluto, la escorrentía superficial horaria media en el punto de salida de la cuenca y el tiempo de viaje en cada celda. Para el cálculo de estas tres variables se aplica el modelo hidrológico distribuido y de base física WiMMed (Herrero *et al.* 2007; Polo *et al.*, 2009; Eguen *et al.*, 2009), en celdas de de de 30x30m².

No se dispone de medidas de concentración de terbutilazina en el punto de control establecido en el río Guadaira en el capítulo 1 (Fig. 1.8), pero sí en una estación de la red ICA situada a la estación ICA Puente Carretera de Utrera (Fig. 6.5), para el período noviembre 2006-febrero 2007 (Tabla 6.1), y de datos de aforo diarios en el Puente Sifón, punto que recoge los aportes de una superficie de 1524 km². El hecho de que la mayor superficie de olivar se encuentre aguas arriba del punto de aforo y la superficie aguas abajo sea significativamente menor en relación, permite utilizar ambos puntos para la estimación de cargas, aunque existan 20 km de distancia entre ambos.

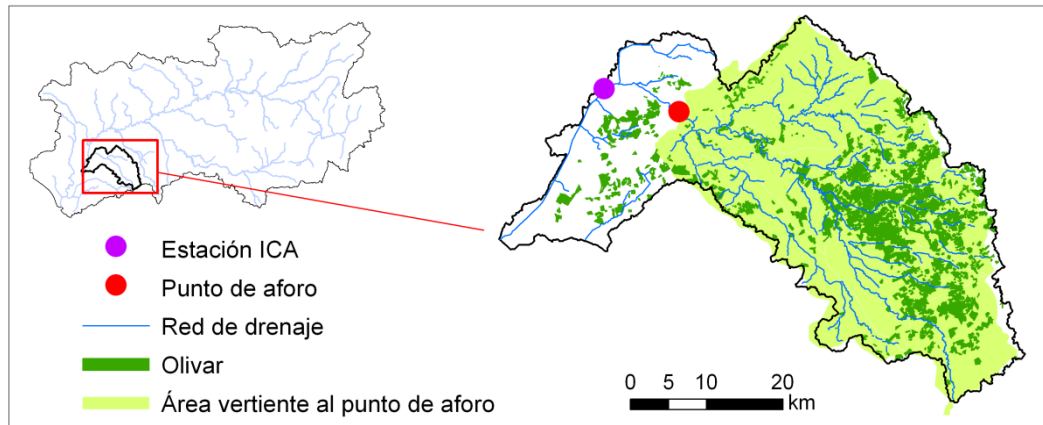


Figura 6. 5 Localización de la cuenca del río Guadaira, área de olivar y situación de la estación de calidad de aguas y de aforo para la validación del modelo propuesto.

Tabla 6. 1 Concentración de terbutilazina medida en la estación ICA

Fecha	30/11/2006	28/12/2006	25/01/2007	22/02/2007
Concentración de terbutilazina ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10.866	0.315	0.348	1.521

El valor de cada uno de los parámetros de entrada al modelo depende principalmente de varios factores:

- El parámetro α depende, por un lado del tipo de suelo (contenido en materia orgánica, arcillas y carbonato cálcico) y del herbicida aplicado, ya que no todos son degradados a una misma velocidad y, por otro, del período de tiempo durante el cual se ha estado empleando reiteradamente el herbicida en el suelo y de la época del año.
- El valor de k_f corresponde a la cantidad de herbicida desorbido cuando la concentración del mismo en el equilibrio es la unidad y se considera como una medida de la capacidad de adsorción-desorción del suelo para el herbicida en cuestión, mientras que el parámetro n_f se

refiere a la intensidad de adsorción-desorción. La solubilidad de las sustancias aumenta a medida que lo hace la temperatura del agua, al mismo tiempo que disminuye su adsorción por las partículas del suelo y plantas, lo que contribuye al aumento de su concentración en el agua de escorrentía.

- Por último, el parámetro β refleja de la variación de la concentración de herbicida en el agua de escorrentía, Galindo (2006) encontró distintos valores de β para terbutilazina en función del coeficiente de escorrentía, entre otros factores.

Al aplicarse el modelo a un tramo espacial equivalente a una celda del DEM, los valores de los parámetros están sujetos a efectos de escala. En este trabajo se admiten los valores de la isoterma a escala de laboratorio y los parámetros α y β obtenidos del trabajo “Estudio de las interacciones del sistema plaguicida-agua-sedimento en apoyo a la gestión de embalses para abastecimiento y elaboración de modelo matemático de análisis” (Infraeco, 2010) y de los ajustes realizados por otros autores (Wang y Keller, 2009). El modelo se calibra variando los parámetros n_f , k_f , α y β a distintos intervalos acotados según se presenta en la tabla 6.1, junto con los que finalmente ofrecen un mejor ajuste de los valores de concentración y carga simulados a los medidos.

Tabla 6. 2 Parámetros de referencia para el herbicida terbutilazina

Parámetro	Intervalo para la calibración	Valor con el que se obtiene el mejor ajuste
α (días ⁻¹) ¹	0.028039 ¹	0.028039
k_f ²	0.63-0.71 ¹	2.1
n_f ²	2.1-2.4 ¹	0.632
β^3 (min ⁻¹)	0.0358 ²	0.03580

¹Infraeco, 2010.

²Para un coeficiente de escorrentía de 0.02 % (Galindo, 2006)

Para la implementación del modelo en la zona de estudio se establece la cantidad de herbicida presente en el suelo en el momento de la aplicación, en 0.05 $\mu\text{g kg}^{-1}$, dado que anteriormente ya se hicieron aportes de herbicida. En cuanto a la dosis de producto aplicada, se toma como referencia un estudio anterior (Galindo, 2006), en el que se aplica un formulado comercial mezcla de terbutilazina al 50% de riqueza en materia activa. La primera aplicación se realiza al inicio de la estación húmeda, el día 25/11/2006, y la segunda el 12/02/2007, a una dosis de 1.5 kg ha^{-1} y 1 kg ha^{-1} , respectivamente, en la celda de 30 x 30 m^2 , asumiendo a una profundidad de 30 cm la zona de acción del herbicida.

6.3 Resultados y discusión

La Fig. 6.6 presenta durante el período 17/11/2006-31/05/2007, la escorrentía media en la cuenca, la concentración de herbicida en el suelo para un estado del sistema edáfico en equilibrio y en la capa de mezcla/agua de escorrentía al inicio de cada evento en una celda, cada variable a la escala a la que ocurren los procesos que la afectan. La primera aportación, en noviembre, incrementaría la concentración de compuesto en el suelo hasta los 200 $\mu\text{g kg}^{-1}$, con la segunda, en febrero, debido a la cantidad de herbicida remanente que habría

quedado en el suelo la concentración alcanzada sería algo mayor, de $220 \mu\text{g kg}^{-1}$. La cantidad de terbutilazina desorbida hacia la capa de mezcla y transferida al agua de escorrentía durante cada evento en una celda muestra un máximo de $0.045 \mu\text{g ml}^{-1}$ con la primera lluvia ocurrida tras la aplicación de noviembre y de $0.051 \mu\text{g ml}^{-1}$ con la primera lluvia tras la aplicación de febrero.

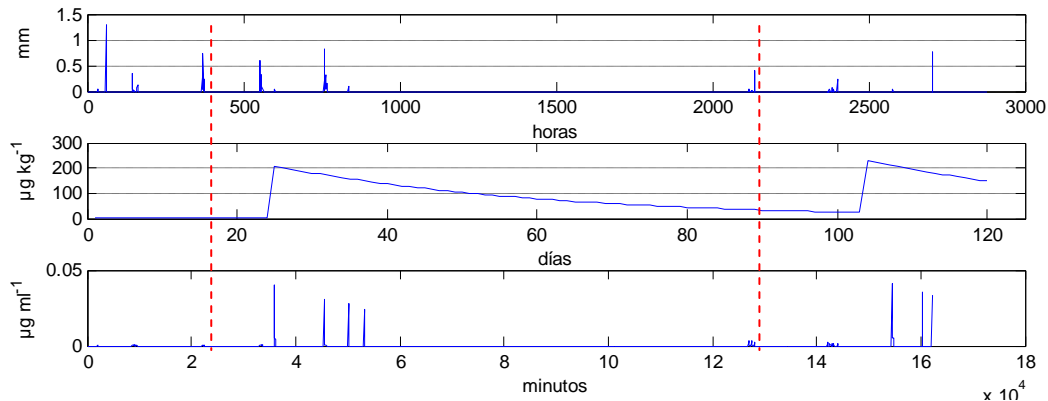


Figura 6. 6 Eventos de escorrentía (a), concentración de terbutilazina en el suelo (b) y en el agua de escorrentía al inicio de cada evento (c). Las 2 líneas verticales indican los momentos de aporte de herbicida.

La carga de terbutilazina transportada por la escorrentía superficial desde cada una de las celdas agrícolas de la cuenca hasta la salida de la misma se presenta en la Fig. 6.7, junto con la carga estimada a partir de las medidas de concentración de herbicida puntuales y el caudal medio diario.

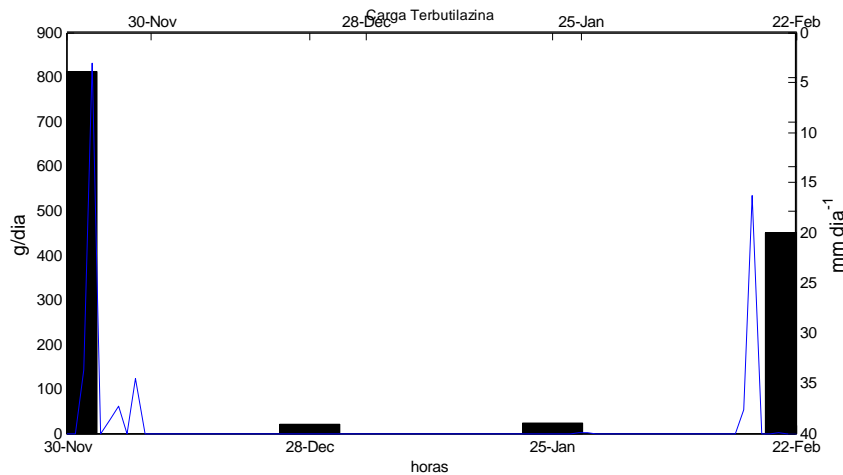


Figura 6. 7 Carga media diaria simulada de terbutilazina en el agua de escorrentía y medida en la cuenca, durante el período 01/11/2006-28/02/2007.

6.4. Discusión

Durante el período analizado, la carga y concentración obtenida mediante el modelo se aproximan en gran medida a la carga estimada y concentración medida en el punto de desagüe de la cuenca. La escala utilizada en el modelo (diaria) difiere de la de las medidas de calidad de agua (mensual), de manera que cuando la duración del evento de escorrentía es superior a 1h, continua el lavado del herbicida desde la capa de mezcla (en equilibrio al

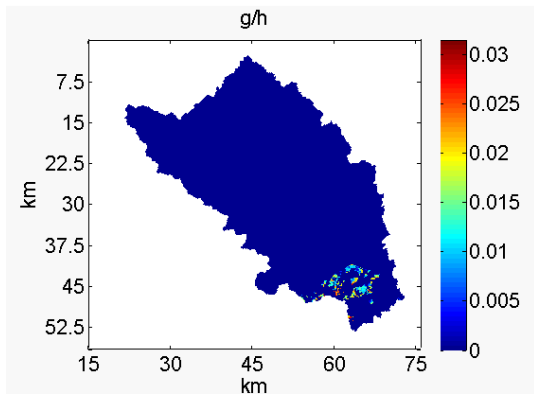
inicio de la escorrentía, según hipótesis de partida). No obstante, esta restricción es obligatoria, dado que el proceso no podría modelarse a una escala mayor, la disponibilidad de datos de calidad de agua a escala diaria permitiría la validación del modelo con mayor fiabilidad. Los valores de carga calculados por el modelo se aproximan más a los medidos en el caso de aportes elevados, ya que cuando éstos son menores, es más difícil captar la variabilidad de los procesos.

La mayor concentración de herbicida se obtiene con la primera lluvia tras la aplicación del herbicida, dada la influencia del tiempo transcurrido entre la aplicación y la ocurrencia de escorrentía, por lo que el modelo parece reproducir de manera adecuada el proceso. A escala de laboratorio existen trabajos (Ulrich *et al.*, 2013) que concluyen la mayor concentración con la primera lluvia tras el aporte, y que ésta disminuye exponencialmente con eventos adicionales. Además, durante un período de eventos intermitentes, confirman la mayor liberación de herbicida después de un período sin lluvia que al final del evento anterior. Esto último también es reproducido por el modelo. El evento más importante de escorrentía para el período de análisis tiene lugar el día 2/12/2006, de 4 horas de duración. En la Fig. 6.10 se presentan los mapas de carga generados a lo largo de las 5 primeras horas del evento, resultando menores cargas a medida que avanza el evento, como consecuencia del lavado del compuesto, de manera que, en la cuarta hora del evento, la carga generada en la celda sería despreciable, del orden de 10^{-7} g h⁻¹. Los resultados del modelo también demuestran que la mayor parte del riesgo por contaminación de herbicidas está asociada a los mayores eventos de precipitación, como también ha sido demostrado en estudios de campo (Otto *et al.*, 2012).

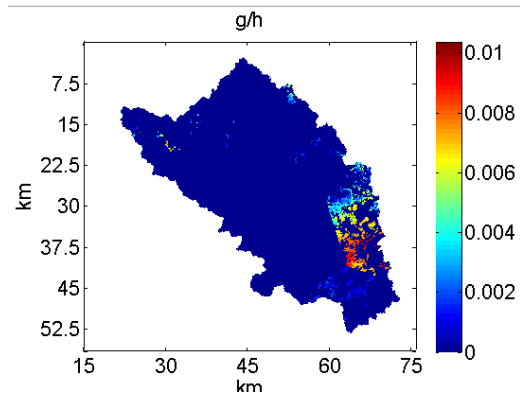
La determinación de los aportes de herbicida en el punto de desagüe de una subcuenca, resulta de gran interés a la hora de evaluar la calidad del agua que ésta vierte al cauce principal. Por ello, el modelo desarrollado constituye una herramienta fácil de aplicar, considerando los principales factores de los que depende la pérdida de herbicida, la capacidad de adsorción-desorción del herbicida (que depende de la adsorción de carbono orgánico) y la solubilidad del herbicida en el agua (Ulrich *et al.*, 2013). Por otro lado, su calibración resulta sencilla al utilizar tan sólo 4 parámetros, cuya variabilidad está acotada por las características propias del herbicida, lo que le aporta una gran ventaja con respecto a modelos más complejos (Carafa *et al.*, 2006). Hay también otros métodos simplificados, basados en SIG, pero la mayoría no aportan información cuantitativa de los aportes de herbicida (Paz y Rubio, 2006).

El modelo propuesto ha dado también buenos resultados en cuencas de tamaño reducido homogéneas, con mayor disponibilidad de datos para la validación, simulando periodos temporales mayores (Gómez- Beas *et al.*, 2011). Sin embargo, esta metodología también puede aplicarse en cuencas con heterogeneidad de cultivos, teniendo en cuenta para cada uno, las diferentes cantidades de herbicidas aplicadas según los requerimientos.

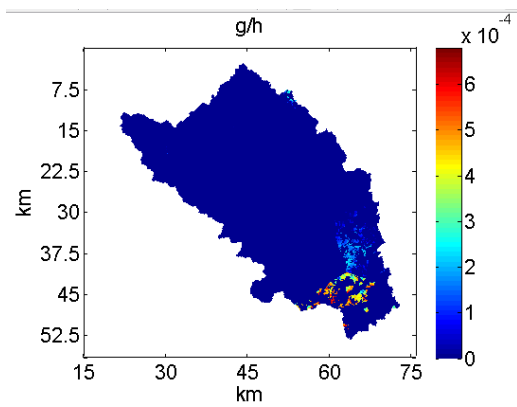
13:00 h



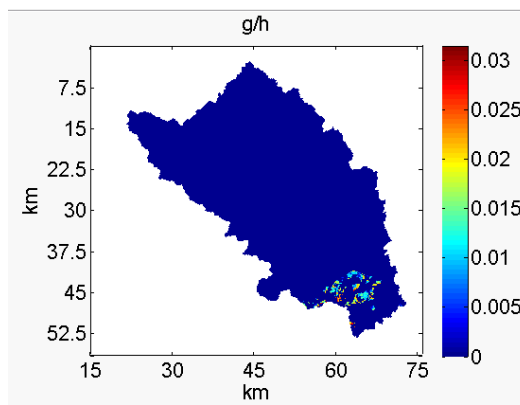
14:00 h



15:00 h



17:00 h



18:00 h

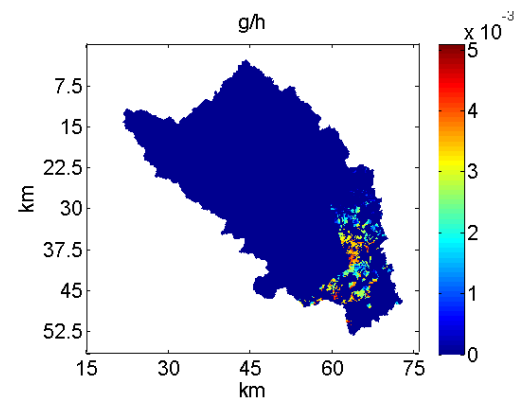


Figura 6. 8 Carga de terbutilazina aportada en el agua a lo largo del las horas del evento de escorrentía ocurrido el 2/12/2006.

6.5. Conclusiones

El modelo distribuido elaborado recoge a escala de celda la transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial y circula su carga hasta el punto de salida de la cuenca estudiada, teniendo en cuenta la variabilidad interna del sistema. Como muestran los resultados, la simplicidad del modelo ha permitido su calibración para un herbicida usual en la cuenca de estudio a partir de los datos usualmente disponibles en las redes de calidad de agua, con sólo dos parámetros, α y β adoptando valores de referencia para su degradación en el suelo.

El modelo simula adecuadamente la ocurrencia de los episodios de incremento de herbicidas en el agua y su duración. Esto depende, fundamentalmente, de la bondad del ajuste de la simulación hidrológica asociada, que en este modelo se basa en una adecuada representación espacial de las fuentes de variabilidad de la respuesta hidrológica, y de la calidad de los datos de aforo disponibles, por tanto. Asimismo, las cargas de herbicida registradas los días en los que existe dato de concentración son suficientemente aproximadas, con un 97%, dada la no continuidad temporal de los muestreos de calidad de agua. Los resultados permiten estimar el aporte total de herbicida al estuario desde la cuenca estudiada, al simular todo un periodo, y con una aproximación mejor que la que resultaría de utilizar únicamente las cargas calculadas con los días en que se realiza un muestreo.

Los resultados muestran la especial utilidad de un enfoque paramétrico simple como el utilizado en zonas donde el grado de detalle de la información disponible es escaso, tanto para caracterizar todo el conjunto de procesos que intervienen y sus escalas significativas, como para calibrar y validar los resultados obtenidos.

Aunque el ejemplo de cálculo se ha efectuado para un herbicida dado, el modelo es fácilmente adaptable a otras sustancias similares; en el caso de nutrientes habría que incluir otros procesos para modelar su evolución en el suelo a lo largo del año, por tanto, esta propuesta constituye una primera aproximación para cuantificar la calidad del agua de escorrentía superficial. En la actualidad se está aplicando el modelo propuesto en otras cuencas agrícolas de tamaño reducido, con disponibilidad suficiente de datos, para contrastar la validez de esta aproximación paramétrica y se estudia el efecto de otras variables en los procesos descritos.

Agradecimientos: Los resultados de este trabajo han sido financiados por el proyecto CGL 2008-03308 “Modulo multiescala de la transferencia de contaminantes desde el suelo al flujo de escorrentía superficial y su transporte” del Ministerio de Ciencia e Innovación.

Capítulo 7: Conclusiones y futuras líneas de trabajo

Conclusiones generales

Este trabajo pone de manifiesto que el estuario actual es el resultado directo de la intervención del hombre en diversas direcciones; la calidad de sus aguas depende de la dinámica fluvial actual y la gestión de los aportes fluviales es la respuesta a la demanda de agua realizada en toda la cuenca en general y en el estuario en particular. La gestión del recurso aguas arriba del estuario está encaminada a la reserva de éste para abastecer los regadíos, pero este uso podría poner en peligro las actividades socioeconómicas que coexisten en el estuario si no se mantienen unos aportes fluviales mínimos que permitan recuperar el equilibrio del sistema. La gestión adecuada de las descargas desde la presa de Alcalá del Río, con el mantenimiento de un “caudal ecológico” cuando las condiciones climáticas y mareales favorecen la resuspensión de sedimentos en el tramo bajo, permitiría exportar los sólidos en suspensión hacia el mar y mantener la cuña salina en este tramo, al tiempo que ayudaría a la recuperación de llanos mareales, factores que resultan indispensables para el buen funcionamiento del estuario.

La monitorización de la turbidez en el estuario del Guadalquivir y estuarios de características similares en cuanto a niveles de SSC, requiere la implementación de puntos de control con una frecuencia de medida menor a la mensual. En este sentido, los datos que ofrece el SAICA (con frecuencia temporal de 15 min) permiten detectar los aportes fluviales de sedimentos desde la cabeza del estuario, y podrían servir como indicadores de alerta para evitar eventos extremos de turbidez en el tramo bajo del estuario, y según en qué condiciones climáticas y mareales, gestionar las descargas desde la presa de Alcalá del Río. Sin embargo, dado que se producen episodios extremos de turbidez en ausencia de descargas, se requiere una monitorización con mayor frecuencia espacial en el tramo bajo, para conocer la dinámica del ETM por el empuje fluvio-mareal y el funcionamiento de los procesos de resuspensión de los sedimentos del fondo.

Del otro lado, la cuenca del Guadalquivir se encuentra afectada por vertidos de carácter puntual y difuso. Desde hace algunos años, las administraciones llevan trabajando para erradicar el primero, mediante la mejora de la red de saneamiento y construcción de EDARs, y medidas de calidad de agua en los puntos de control definidos en este trabajo así lo demuestran, constatando la disminución de los niveles de metales pesados y otros parámetros indicadores de vertidos urbanos en los cauces. Sin embargo, el control los aportes de carácter no puntual conlleva mayores dificultades, al aumentar los usos de suelo

que los favorecen (usos agrícolas), y al estar sujeto a factores externos climáticos. El modelo simplificado de estimación de aportes aplicado en este trabajo y la propuesta de la inclusión de un factor de precipitación ayudaría al control de este tipo de contaminación, pudiendo ser utilizado como herramienta de evaluación para centrar los esfuerzos en determinadas áreas vertientes en la cuenca. Además, la variación interanual del índice propuesta permite determinar la variabilidad espacio-temporal del potencial de contaminación expresado por el índice y llamar la atención en aquellos años más conflictivos.

Asímismo, el modelo paramétrico propuesto permite modelar los aportes de herbicidas y su aplicación a gran escala territorial y, en el caso de disponer de medidas de calidad de agua que permita su calibración, tener información cuantitativa de la calidad de agua en el punto de desagüe de la cuenca.

Futuras líneas de trabajo

A partir de las conclusiones obtenidas, se plantean algunas líneas de investigación como complemento y ampliación del trabajo realizado, algunas de ellas ya en marcha:

- Avanzar en la caracterización del comportamiento hidrodinámico del estuario y de la dinámica de la mezcla agua salina-sedimentos para determinar los procesos de sedimentación/resuspensión y transporte longitudinal para diferentes niveles de salinidad en los distintos tramos y su evolución en función de las condiciones fluviales, mareales y climáticas.
- Implementar y calibrar algunos modelos hidrodinámicos existentes (MOHID, etc.) que incorporen el transporte de sales y sólidos en suspensión con el fin de simular escenarios con distintas condiciones fluviales, mareales y climáticas que sirvan como herramienta para la gestión de la problemática existente en relación a los altos niveles de salinidad y turbidez que se vienen alcanzando en el estuario.
- Ampliar el modelo de caracterización del potencial de contaminación difusa propuesto, incorporando otros factores influyentes, como la concentración de contaminantes en el flujo base, así como en los embalses cuya descarga va a incidir en la concentración final en cauce. Además, se propone la validación del modelo para otros parámetros de calidad de agua de carácter difuso, diferentes a los nitratos.
- Incorporar en el modelo de transferencia de solutos al agua de escorrentía desarrollado, otros procesos (absorción, transformación, etc.) para su aplicación a nutrientes, así como incluir los procesos de aumento de la retención del compuesto en el suelo con el tiempo, influencia de la temperatura del suelo en la degradación, y difusión en el flujo de escorrentía superficial, para mejorar la representatividad del modelo a escala de cuenca.

Chapter 7: Conclusions and future research lines

General conclusions

This study highlights the fact that the current estuary is the direct result of human intervention in different directions; its water quality depends on the present river dynamics and the management of river inputs is the answer to the demand of water held in the entire basin in general, and particularly in the estuary. The management of the resource upstream the estuary aims to its reserve in order to supply irrigation, but this use would endanger the socio-economic activities that coexist in the estuary provided minimum river inputs that allow the recovery of the system balance. Proper discharge management from Alcalá del Río dam, with the maintaining of an "ecological flow" when weather and tidal conditions favor the sediment resuspension in the lower stretch would allow to export the suspended solids to the sea and to maintain the salt wedge in this stretch, while it would help the tidal flat recovery, essential factors for the proper running of the estuary.

The monitoring of turbidity in the estuary of the Guadalquivir and others with similar characteristics in terms of levels of SSC, requires the implementation of control points with measuring frequency less than monthly. In this sense, the data provided by the SAICA (with temporal frequency of 15 minutes) allow to detect river inputs of sediments from the head of the estuary, and could serve as warning indicators to prevent extreme turbidity events in the lower stretch of the estuary and, depending on the weather and tidal conditions, to manage the discharges from the Alcalá del Río dam. However, since extreme turbidity episodes are found in absence of discharges, more frequent spatial monitoring is required in the lower stretch in order to know the ETM dynamics due to the tidal and river thrust and the running of the resuspension processes from the bottom sediments.

On the other hand, the Guadalquivir basin is affected by point and non-point source pollution. In recent years, public administrations have been working to eradicate the first one, by improving the sewerage network and the construction of sewage treatment plants. Thus, measurements at the checkpoints defined in this paper show an increase in water quality, stating the decline in the levels of heavy metals and other indicator parameters of urban loadings in watercourses. However, the control of non-point source pollution entails greater difficulties, due to the increase in the land uses that favor them (agricultural use), and to the dependence on external climatic factors. The simplified model for the assesment of the non-point source pollution potential used in this work and the proposal of the

inclusion of a precipitation factor would help controlling this type of pollution, allowing its use as an evaluation tool to focus efforts on certain contributing areas in the basin. Furthermore, the proposed interannual variation of the index allows determining the spatio-temporal variability of non-point source pollution potential and getting noticed in the more troubled years.

Also, the parametric model proposed allows modeling the input of herbicides and its application at large territorial scale and, in the instance of having enough water quality measurements to calibrate it, having quantitative information about the water quality at the basin outlet.

Future research lines

From the conclusions obtained, a number research lines have arisen in order to supplement and expand the work done, some of which are already underway:

- Advancing in the characterization of the estuary hydrodynamic behavior and dynamics of salt water-sediment mixture to determine the sedimentation/resuspension processes and longitudinal transport for various salinity levels in the different stretches and its evolution depending on river, tidal and weather conditions.
- Implement and calibrate some existing hydrodynamic models (MOHID, etc.) incorporating the transport of salts and suspended solids in order to simulate scenarios with different fluvial, tidal and weather conditions that serve as a tool for managing the problems related to the high levels of salinity and turbidity found in the estuary.
- Extending the proposed model for the characterization of the non-point source pollution potential, incorporating other influencing factors such as the concentration of contaminants in the base flow, as well as in the reservoirs whose discharge will affect the final concentration in the river. Moreover, we propose the validation of the model for other non-point water quality parameters other than nitrates.
 - Incorporate in the developed model of solute transfer to the surface water flow, other processes (absorption, transformation, etc.) for its application to nutrients, as well as include processes of increased retention of the compound in the soil over time, influence of soil temperature in degradation, and diffusion in surface runoff flow to improve the representativeness of the basin-scale model.

ANEJO A: Estimación de vertidos de origen agrícola y urbano

A.1 Vertidos agrícolas

La actividad agrícola es la que va a determinar el nivel potencial de contaminación difusa, dependiendo del tipo de cultivo y los manejos que se realicen. Los cultivos intensivos, como pueden ser los frutales o cultivos subtropicales, requieren más tratamientos (fertilización, sanitarios...) que los cultivos extensivos, por lo que el riesgo de contaminación asociado será mayor. Por otra parte, se ha de distinguir entre cultivos en regadío o secano, ya que, en caso de riego, se pueden favorecer las pérdidas tanto por escorrentía superficial como por percolación profunda, potenciando el transporte y la distribución del exceso de nutrientes y residuos de fitosanitarios. Además, influye la cantidad de agua recibida en la parcela de cultivo, ya sea por riego o por lluvia, ya que en función de la misma, las pérdidas de agroquímicos por escorrentía serán de mayor o menor cuantía.

Para cuantificar los aportes anuales de contaminantes de origen agrícola desde una cuenca, es necesario conocer, al menos, la siguiente información:

- La superficie ocupada por cada cultivo y manejo.
- La dosis de abonado y de productos fitosanitarios, y su programación anual.
- La extracción de nutrientes efectuada por el cultivo.
- Los niveles residuales de los productos fitosanitarios aplicados.

Además, es necesario conocer los principales parámetros que definen la dinámica de transporte y transferencia de nutrientes y fitosanitarios en el suelo y en el agua; por ejemplo, tasas medias de volatilización, inmovilización, y un largo etcétera. Esta información es más difícil de cuantificar y muestra una gran variabilidad espacial y temporal, pues depende enormemente de las condiciones ambientales a lo largo del año, y su comportamiento es no lineal; esto hace que la distribución a lo largo del año de la temperatura, la ocurrencia de precipitación, el grado de insolación, la humedad atmosférica y del suelo... genere diferentes flujos anuales de sustancias en cada proceso para cada año de un mismo periodo. Por otra parte, la información referente a productos fitosanitarios y su persistencia en el medio es más reciente, dispone de menos registros y adolece de la enorme gama de materias activas existentes junto con su intensa tasa de renovación, lo cual dificulta su monitorización y seguimiento. Todo esto hace difícil una cuantificación rigurosa y representativa de los aportes reales de contaminantes de origen agrícola desde cada subcuenca al cauce, sobre todo en el caso de productos como herbicidas y relacionados. No obstante, la estimación de las grandes cantidades de nutrientes asociadas a cada cultivo

permite, al menos, clasificar las zonas agrícolas en el área de estudio en función de su potencial teórico como fuentes de contaminación difusa.

Para evaluar la cantidad media de fertilizante aplicada en cada una de las subcuencas vertientes al estuario (Fig. 1.3), se dispone de información relativa a las dosis de fertilizante aplicado a cada tipo de cultivo, presentada en la tabla A.1 (Ministerio de Medio Ambiente, 2005; www.agroinformacion.com). Por otro lado, no todo el compuesto aplicado es asimilado por la planta, de forma que queda una determinada fracción a disposición de los procesos físicos, químicos y biológicos de transporte o de degradación del compuesto, procesos determinados por las características del suelo y del agroquímico en cuestión, así como de las condiciones medioambientales de la zona de estudio. En la tabla A.2 se presenta la cantidad de referencia de los elementos nutritivos N, P₂O₅, K₂O, extraída por cada tipo de cultivo en función de su producción (Fuentes, 1994).

Tabla A. 1 Dosis de fertilizante aplicado a cada tipo de cultivo, en secano y en regadío.

	Dosis de fertilizante (kg ha ⁻¹)					
	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Secano	Regadío
Arroz ²		130		85		75
Olivar ¹	60	85	9	20	9	25
Invernaderos ¹	-	175	-	125	-	150
Hortícolas ¹		25		75		150
Frutales ¹		150		70		72
Fresa ²		275		125		400
Extensivos invierno ²		120		100		30
Extensivos verano ¹	30	158	10	62	13	52
Cítricos ¹	0	250	0	80	0	92
Viñedos ¹	25	93	30	74	30	124
Cereales para grano ¹	91	154	41	67	21	38

¹ Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2000), en Ministerio de Medio Ambiente, 2005

² www.agroinformacion.com

Tabla A. 2 Extracción anual de N, P₂O₅, K₂O, según el tipo de cultivo (Fuentes, 1994).

Cultivo	Producción (t ha ⁻¹)	Extracción de elementos nutritivos (kg ha ⁻¹)		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Cereales invierno	1,5-4	26-28	11-14	25-30
Arroz	5-7	20-24	6-10	20-25
Cereales primavera	10-15	26-30	10-12	25-30
Algodón	1-3	60-100	50-80	80-120
Fresa	10-30	6-10	3-5	8-10
Hortícolas	40-50	4-6	1.5-2	5-7
Cítricos	30-50	8-10	3.5-4.5	6-8
Frutales: manzano	30-40	4-6	2.5-4	5-6
Viñedo	5-10	7-10	8-12	10-20
Olivar	1-3	20-30	5-6	40-60

A la hora de evaluar las cargas de residuos contaminantes, serán de gran interés aquellas parcelas ocupadas por cultivos de regadío, que han experimentado un notable incremento a lo largo de los años, en su mayoría a cultivos extensivos de invierno que se sitúan principalmente en la margen izquierda del río Guadalquivir (de Agricultura y Pesca, 2002).

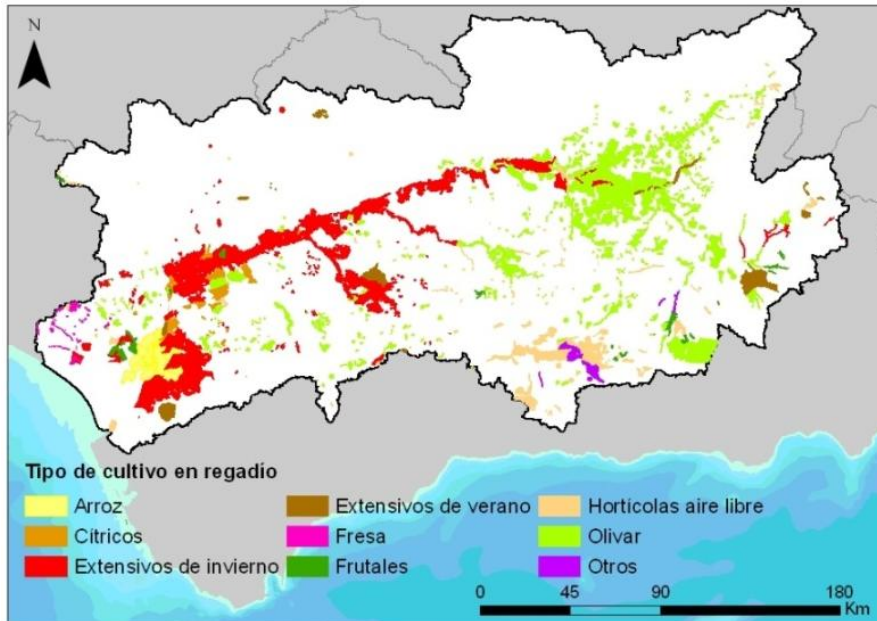


Figura A. 1 Distribución de los cultivos en regadío en la cuenca

En las tablas A.3 y A.4 se indica la superficie ocupada por tipo de cultivo en regadío en las cuencas vertientes a la margen derecha e izquierda, respectivamente, del estuario. La cuenca vertiente aguas arriba de la presa de Alcalá es, por extensión, la que más superficie de cultivos en regadío engloba, pero el resto también suponen importantes fuentes de vertidos agrícolas, con menores tiempos de transporte hacia el estuario y menores oportunidades de degradación durante el mismo.

Tabla A. 3 Superficie en regadío (ha) asociada a cada cultivo en las cuencas vertientes a la margen derecha del estuario y zona de la vega del estuario

Tipo de cultivo	Superficie agrícola en regadío (ha)			
	C. M. Marismas	Guadamar	Rivera de Huelva	Vega
Arroz	-	11537	-	17085
Cítricos	-	340	1167	4601
Extensivos de invierno	3197	6006	2693	19702
Extensivos de verano	-	170	-	1498
Fresa	552	1312	691	1794
Frutales	149	3833	632	1194
Hortícolas al aire libre	4618	289	-	-
Olivar	404	5893	568	-
TOTAL regadíos	8921	29384	5752	45874

Tabla A. 4 Superficie en regadío (ha) asociada a cada cultivo en cada una de las cuencas vertientes a la margen izquierda del estuario, y aguas arriba de la presa de Alcalá del Río

Tipo de cultivo	Superficie agrícola en regadío (ha)			
	Guadaira	Ayo. Salado	C. de Trebujena	Aguas arriba
Arroz	1288	5917	2338	10443
Cítricos	4619	24	-	164491
Extensivos de invierno	9645	19083	29782	27010
Extensivos de verano	80	-	5756	55706
Fresa	308	-	-	241677

Frutales	4012	2031	-	-
Hortícolas al aire libre	-	-	-	6512
Olivar	-	-	-	10443
TOTAL regadíos	19952	27055	37877	164491

A partir de la superficie de cultivos en regadío, los aportes anuales medios de N, P₂O₅ y K₂O necesarios según el tipo de cultivo (tabla A.1), teniendo en cuenta la extracción del nutriente por cada tipo de cultivo (tabla A.2) y asumiendo una pérdida por volatilización en el ciclo de N del 10%, se estiman los aportes anuales teóricos de origen agrícola en cada subcuenca (tabla A.5). Las subcuencas que generan mayores aportes desde las áreas agrícolas en regadío son la subcuenca vertiente aguas arriba del estuario y la del río Guadaira, que aportan anualmente cantidades aproximadas de N,- P₂O₅ - K₂O de 45000-28000-22000 t y 6000-3000-8000 t, respectivamente, así como todo el área agrícola de la vega del estuario, que aporta cantidades similares a la subcuenca del río Guadaira. En general, las zonas del estuario que generan mayores aportes de este carácter corresponden a las vertientes a la margen izquierda del estuario (Guadaira, Salado y Trebujena), además de ser las de mayor consumo de agua de riego, aunque también destaca la subcuenca del caño Madre de las Marismas, debido a extensas áreas de cultivo de fresa, con elevados requerimientos en cuanto a fertilización.

Tabla A. 5 Consumo de agua (hm³) y aportes (t) anuales teóricos de N, P₂O₅ y K₂O originados por las áreas agrícolas en regadío desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario

Subcuenca	Consumo agua para riego (hm ³ año ⁻¹)	Aportes (t año ⁻¹)		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
C.M. Marismas	0.60	1579	969	2058
R. Guadiamar	1.18	3346	2243	1918
R. Rivera	71.78			
Huelva		441	373	241
R. Guadaira	1089.98	6348	3566	8420
Ayo. Salado	724.81	2983	2453	1069
C. Trebujena	1888.74	4440	3533	1368
Vega del estuario	-	5617	4041	2672
Aguas arriba	-	45881	28426	22166

Las áreas agrícolas en secano también constituyen una importante fuente de contaminación difusa ya que, con la llegada de las lluvias, la escorrentía producida en los campos de cultivo transportará los solutos contaminantes hacia los cauces de agua. Destaca la extensión de los cultivos herbáceos en el área de estuario, y parte más occidental de la cuenca, mientras que en la zona oriental predomina el olivar (Fig. A.2).

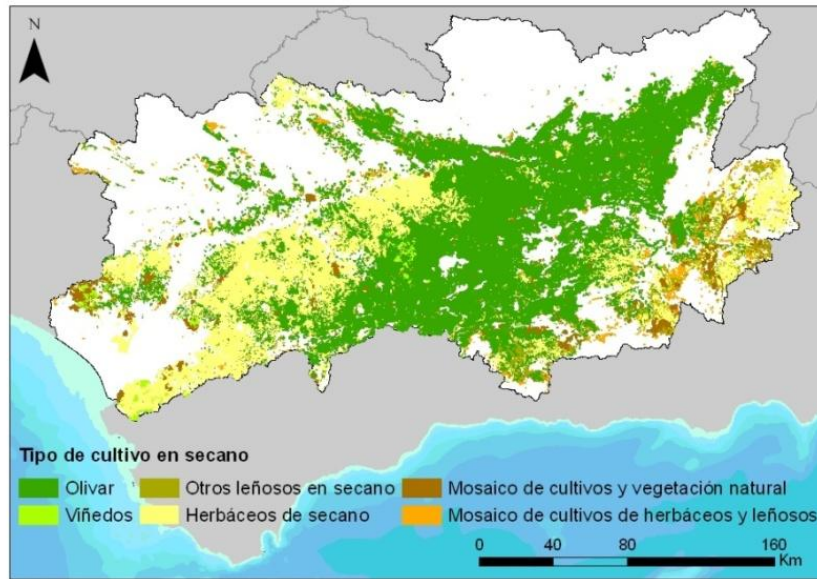


Figura A. 2 Distribución de los cultivos en secano en la cuenca

Se presenta en la tabla A.6 la superficie ocupada por cada tipo de cultivo de secano en las subcuencas vertientes a la margen derecha del estuario, y en la tabla A.7 las subcuencas vertientes a la margen izquierda (sin tener en cuenta la superficie de cultivos con vegetación natural, ya que corresponden en su mayoría a olivar abandonado). Al igual que ocurre con los cultivos en regadío, la subcuenca vertiente a la presa de Alcalá del Río es, por extensión, la que más superficie engloba. Sin embargo, las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario también acogen importantes áreas de cultivo en secano, por lo que tendrán especial incidencia en la calidad del agua del estuario.

Tabla A. 6 Superficie en secano (ha) asociada a cada cultivo en las subcuencas vertientes a la margen derecha del estuario y en la zona de vega del estuario

Tipo de cultivo	Superficie agrícola en secano (ha)			
	C.M. Marismas	Guadamar	Rivera Huelva	Vega
Herbáceos en secano	5473	38634	13087	21703
Olivares	5575	23905	6414	9480
Viñedos	3244	396	-	1217
Otros leñosos en secano	675	212	5	26
Mosaico herbáceos y leñosos	6140	4120	468	2050
TOTAL secano	21109	67268	19974	34477

Tabla A. 7 Superficie en secano (ha) asociada a cada cultivo en las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario, y aguas arriba de la presa de Alcalá del Río.

Tipo de cultivo	Superficie agrícola en secano (ha)			
	R. Guadaira	Ayo. Salado	C. de Trebujena	Aguas arriba
Herbáceos en secano	112083	49527	51963	785386
Olivares	2706	6549	646	1206918
Viñedos	241	1032	3152	10448
Otros leñosos en secano	6	13	8	36450
Mosaico herbáceos y leñosos	994	1773	237	51059
TOTAL secano	116030	58894	56005	2090263

De la misma forma que para el caso de las áreas en regadío, a partir de la superficie estimada de cultivos en secano y de los valores de referencia de aportes, extracción y volatilización de nutrientes para cada tipo de cultivo, se estiman los aportes teóricos de nutrientes en cada subcuenca por las áreas agrícolas en secano (tabla A.8). En este caso, siguen siendo la cuenca aguas arriba del estuario y la del río Guadaira las que aportan mayores cantidades de nutrientes, 140000-46000-30000 t y 9000-5000-3000 t, respectivamente. En el margen derecho, genera mayores aportes la subcuenca del río Guadiamar.

Tabla A. 8 Aportes de N, P₂O₅ y K₂O (t) anuales teóricos desde las zonas agrícolas en secano de las subcuencas vertientes al estuario

Subcuenca	Aportes (t año ⁻¹)		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
C.M. Marismas	1389	643	411
R. Guadiamar	4981	1986	1131
R. Rivera Huelva	1509	613	342
R. Guadaira	9724	4667	2406
Ayo. Salado	4734	2193	1167
C. Trebujena	4526	2240	1196
Vega del estuario	2574	1096	621
Aguas arriba	140049	46563	29834

Visto lo anterior, se puede estimar el total de aportes teóricos de origen agrícola, según ambos tipos de manejo (regadío y secano), en términos absolutos, y relativos, teniendo en cuenta la superficie de cada cuenca, según se presenta en la tabla A.9.

Tabla A. 9 Estimación de la cantidad de nutrientes N, P y K (t) de origen agrícola, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las áreas vertientes al estuario anualmente, según superficie agrícola de 2003.

Subcuenca	Aportes absolutos (t año ⁻¹)			Aportes relativos (kg año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	N	P	K	N	P	K
C.M. Marismas	2969	710	2050	24.24	5.80	16.75
R. Guadiamar	8429	1885	2650	46.41	10.38	14.60
R. Rivera						
Huelva	1951	434	484	10.13	2.26	2.52
R. Guadaira	16073	3623	8986	105.40	23.76	58.93
Ayo. Salado	7717	2044	1856	83.28	22.06	20.03
C. Trebujena	8966	2540	2128	93.40	26.47	22.18
Vega del estuario	8191	2260	2734	76.06	20.99	25.39
Aguas arriba	185930	32995	43161	44.07	7.82	10.23

En resumen, las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario (río Guadaira, arroyo Salado y caño de Trebujena), generan los mayores aportes anuales de nutrientes en términos relativos, aportando alrededor de 80-100 kg N ha⁻¹ y 20-30 kg P ha⁻¹, aunque en términos absolutos la subcuenca aguas arriba del estuario genera mayores aportes por su extensión. En la margen derecha (caño Madre de las Marismas y río Guadiamar), los aportes son significativamente menores, reduciéndose aproximadamente a un tercio de los del margen izquierdo, ya que suponen alrededor de 20-50 kg N ha⁻¹ y 5-10 kg P ha⁻¹.

Siguiendo la misma metodología, se pueden estimar los vertidos agrícolas teóricos según la superficie agrícola de 1956, especificada en el capítulo 3, en la tabla 3.2. Si se asumieran los

aportes fertilizantes efectuados en 1956 equivalentes a los actuales, en el estuario resulta un aumento durante el período de 10, 4 y 4 kg año⁻¹ ha⁻¹, para el caso del N, P y K, respectivamente, y en la cuenca aguas arriba las cantidades serían muy similares a las actuales. Sin embargo, en 1956 la utilización de fertilizantes no había alcanzado aún los niveles actuales, en concreto, el consumo era 5 veces inferior a 2003 según datos de su evolución a escala mundial, por lo que las cantidades de nutrientes de origen agrícola estimadas para el año 1956 serían una quinta parte de las reflejadas en la tabla A.10.

Tabla A. 10 Estimación de los aportes de nutrientes N, P y K (t) de origen agrícola en 1956 y 2003, en términos absolutos y relativos.

Subcuenca	Año	Aportes absolutos (t año ⁻¹)			Aportes relativos (kg año ⁻¹ ha ⁻¹)		
		N	P	K	N	P	K
Estuario	1956	46984	10368	11071	49.69	10.96	11.70
	2003	54415	13291	14009	57.54	14.05	14.81
Cuenca aguas arriba	1956	186069	34226	43122	44.10	8.11	10.22
	2003	185757	33119	45697	44.02	7.84	10.83

Según la Evaluación Ambiental Estratégica (E.A.E) del Plan Hidrológico del Guadalquivir (MMARM, julio 2008), el sector agrario es el principal demandante de recursos hídricos de la cuenca, fijándose en 3504 hm³año⁻¹, seguida del sector doméstico, que utiliza unos 444 hm³ anuales y por último del industrial, con 83 hm³año⁻¹. La evolución futura de esta demanda, es la del aumento progresivo en los distintos horizontes, excepto para el caso de la demanda agrícola, que espera mantenerse más o menos constante. Las grandes zonas de riego han ido adecuando su dotación a los recursos disponibles, disminuyendo la dotación media de 8305 hm³ ha⁻¹ en 1988 a 7600 hm³ ha⁻¹ en 1995 y a menos de 7000 hm³ ha⁻¹ en 2009, además el incremento de las superficies regadas ha sido mayoritariamente hacia cultivo de olivar, con bajas dotaciones (1500 hm³ha⁻¹) (MMARM, julio 2008).

A.2 Vertidos urbanos

El aumento de población en la cuenca tiene incidencia en el estado de las masas de agua debido a las extracciones del recurso para satisfacer la demanda del sector doméstico (implicando la reducción del caudal circulante) y a la modificación del régimen de circulación en los cauces por la reserva y embalse del agua (www.chguadalquivir.es, 2009). Al mismo tiempo, el abastecimiento de agua para consumo humano, genera unos retornos del 78% (cifra ligeramente diferente de la media que ofrece el MMARM para España, que es del 75%) (www.chguadalquivir.es, 2009), porcentaje del agua suministrada susceptible de ser tratada posteriormente en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). Sin embargo, existen algunos núcleos de población que, por motivos generalmente asociados a su reducido tamaño o ubicación geográficamente dispersa, vierten sus aguas residuales directamente a cauces y suelos, sin un tratamiento previo de depuración. En algunos casos también en las grandes poblaciones se originan problemas debido a deficiencias en el tratamiento (www.chguadalquivir.es, 2009). La figura A.3 muestra la distribución de usos

de suelo en 2003 tales como áreas urbanas, zonas ocupadas por actividades industriales y otros usos relacionados con el asentamiento y desarrollo de las poblaciones.

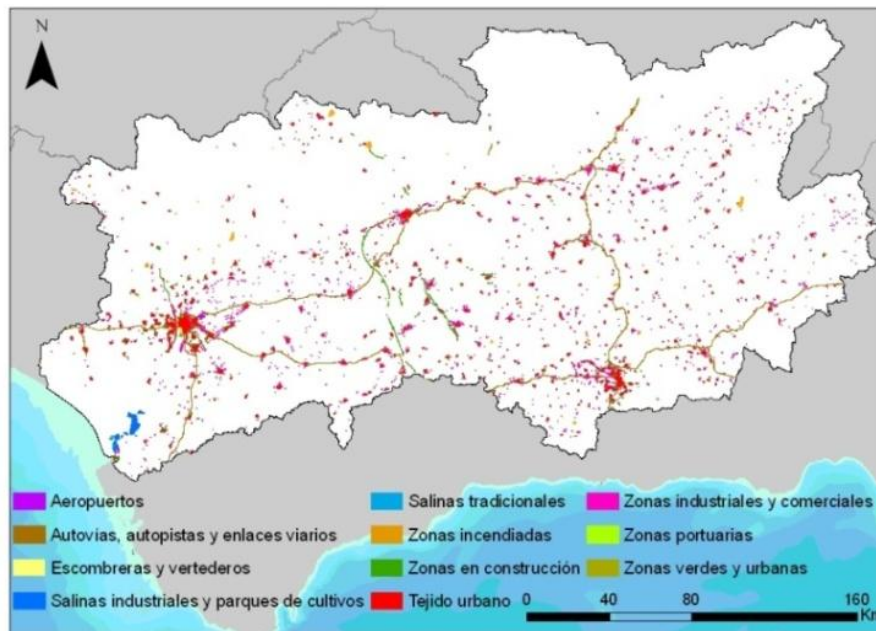


Figura A. 3 Superficies construidas y alteradas en 2003 en la cuenca

Para estimar los aportes, en este caso, se ha de cuantificar la demanda de recursos hídricos correspondientes al abastecimiento de la población y usos industriales, conectados a las redes de abastecimiento municipales, así como caracterizar los sistemas de tratamiento que se encuentran implantados en cada subcuenca aportadora. En la cuenca del Guadalquivir, la población abastecida asciende a 4242773 habitantes y su demanda urbana actual oscila en torno a los 444 hm³ anuales (incluye consumo doméstico, industria conectada a red urbana y turismo y servicios urbanos), constituyendo un porcentaje aproximado del 11% del total de la demanda de la Demarcación. Se estima un retorno al medio hídrico como recurso disponible para otros usos de 355 hm³ de la demanda total. Un porcentaje importante de estos retornos (\approx 50%) puede ser reutilizado aguas abajo en otros usos, principalmente en riegos y en el caso de Sevilla y su entorno, de mantenimiento del tapón salino en el estuario. Con respecto a municipios con una población superior a 20000 habitantes o municipios incluidos en sistemas de abastecimiento con una población también superior a 20000 habitantes, éstos son 212 hm³ y totalizan 3744829 habitantes (88% del total) (www.chguadalquivir.es, 2009).

En el PHG de 1995, se hace mención al valor de la demanda de agua por habitante y día de forma general, estableciendo unos valores según estudios realizados en 1992 y pronosticando la demanda para los horizontes 2002 y 2012 (tabla A.11). Sin embargo, el Plan Hidrológico del Guadalquivir no diferencia entre núcleos urbanos de mayor y menor número de habitantes, sino que establece un amplio intervalo de demanda para toda la población de la cuenca; a este respecto, sería más detallada la relación que establece el Plan

Hidrológico de la Cuenca del Sur, que muestra los consumos de agua por habitante en función del tamaño de la población, como se presenta en la tabla A.12.

Tabla A. 11 Demanda de agua por habitante y día para horizontes fijados en el Plan Hidrológico de la cuenca del Guadalquivir (CHG, 1995).

Horizonte del Plan	Población (hab)	Dotación (L hab ⁻¹ día ⁻¹)	Demanda (hm ³ año ⁻¹)
1992	3989959	200-405	426.35
2002	4281509	210-410	456.17
2012	4659369	220-410	494.64

Tabla A. 12 Consumos de agua por habitante y día fijados en el Plan Hidrológico de la cuenca del Sur.

Población (hab)	Dotación (L hab ⁻¹ día ⁻¹)
< 10000	210-270
10000-50000	240-300
50000-250000	280-350
> 250000	330-410

A continuación, tras este preámbulo general, se estiman los aportes de origen doméstico urbano generados en las subcuencas vertientes al estuario. Para ello se van a considerar a) el número de habitantes por municipio, b) la demanda unitaria de agua (tabla A.12) y c) los valores de referencia de la composición media del agua residual bruta de origen doméstico presentados tabla A.13, clasificados en las categorías de contaminación alta, media y baja, en función de su concentración. En éstos últimos se observa la baja concentración de metales pesados en el agua procedente de vertidos urbanos, ya que la mayoría de los mismos encontrados en los cauces de agua provienen de diferentes vertidos industriales. La Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas, define un calendario que los estados miembros deben respetar para equipar las aglomeraciones urbanas de sistemas colectores y de tratamiento de las aguas residuales, estableciendo en el año 2000 que todas las aglomeraciones urbanas con más de 15000 habitantes equivalentes que no viertan sus efluentes en una zona sensible, denominadas como *zonas normales*, deben disponer de un sistema colector y de tratamiento secundario. La directiva disminuye en 2005 el umbral de habitantes equivalentes a 2000, y especifica las aguas continentales y estuarios como zonas normales. Esta directiva, en el Real Decreto 509/1996, del 15 de marzo, establece los requisitos mínimos de concentración o reducción de contaminantes en los tratamientos secundarios, según indica la tabla A.14. Por otro lado, la *Propuesta de Calidades Mínimas exigidas para la Reutilización Directa de efluentes Depurados Según los Distintos Usos Posibles, así como Aspectos Relativos a la Metodología, Frecuencia de Muestreo y Criterios de Cumplimiento de lo Análisis Establecidos* (MMARM, 2004) define también los valores límite sobre parámetros tóxicos para los usos de riego agrícola, tomados como referencia para el caso de los metales pesados.

Tabla A. 13 Composición media de agua residual municipal bruta.

Componente	Concentración		
	Alta	Media	Baja
Sólidos totales ¹	1200	700	350
Disueltos totales ¹	850	500	250
Materia sólida en suspensión (mg L ⁻¹) ¹	350	220	100
DBO ₅ A 20 °C (mg L ⁻¹) ¹	400	220	110
DQO (mg L ⁻¹) ¹	1000	500	250
C orgánico (mg L ⁻¹) ¹	290	160	80
N total (mg L ⁻¹) ¹	85	40	20
orgánico	35	15	8
inorgánico	50	25	12
P total (mg L ⁻¹) ¹	15	8	4
orgánico	5	3	1
inorgánico	10	5	3
Cloruros (mg L ⁻¹) ¹	100	50	30
CaCO ₃ (mg L ⁻¹) ¹	200	100	50
Coliformes totales ¹ (ufc 100 ml ⁻¹)	100 · 10 ⁶	30 · 10 ⁶	1 · 10 ⁶
Virus (ufc 100 ml ⁻¹)		3.6	
Metales pesados ² (mg L ⁻¹)			
cadmio			0.035
cromo			0.823
cobre			0.17
plomo			0.04
níquel			0.07
zinc			0.18

¹ Metcalf y Eddy (2000)

² Hussein I. Abdel-Shafy (1996)

Tabla A. 14 Requisitos mínimos de concentración o reducción de contaminantes en el tratamiento secundario

Parámetro característico	Concentración en efluente	Reducción (%)	Concentración máxima admisible
DBO ₅ A 20 °C ¹ (mg L ⁻¹ O ₂)	25	70-90	
DQO ¹ (mg L ⁻¹ O ₂)	125	75	
SS ¹ (mg L ⁻¹)	35 (> 10000 h-e)	90	
SS ¹ (mg L ⁻¹)	60 (2000-10000 h-e)	70	
P ¹ (mg L ⁻¹)	2 (10000-100000 h-e)	80	
	1 (> 100000 h-e)		
N total ¹ (mg L ⁻¹)	15 (10000-100000 h-e)	70-80	
	10 (> 100000 h-e)		
Cloruros ³ (mg L ⁻¹)	45.5		
Metales pesados: ²			
Cd (mg L ⁻¹)	0.01		0.05
Cr (mg L ⁻¹)	0.1		1
Cu (mg L ⁻¹)	0.2		5
Pb (mg L ⁻¹)	5		10
Ni (mg L ⁻¹)	0.2		2
Zn (mg L ⁻¹)	2		10

¹Directiva 91/271/CEE.

²Pérez y Vallverdú, (1997).

³García, *et al.* (2007).

Una vez establecidos los valores de referencia a considerar, se evalúan las cargas vertidas al cauce por los núcleos de población de forma individual, teniendo en cuenta el número de habitantes y las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) existentes. La Fig.

A.4 recoge la situación de los núcleos de población con EDAR y sin EDAR en la cuenca en 2008. La mayor parte de los núcleos urbanos poseen EDAR, sin embargo la depuración en la cuenca no es total, e incluso el estado de depuración era más deficitario hace algunos años, en 2005 (Fig. A.5).

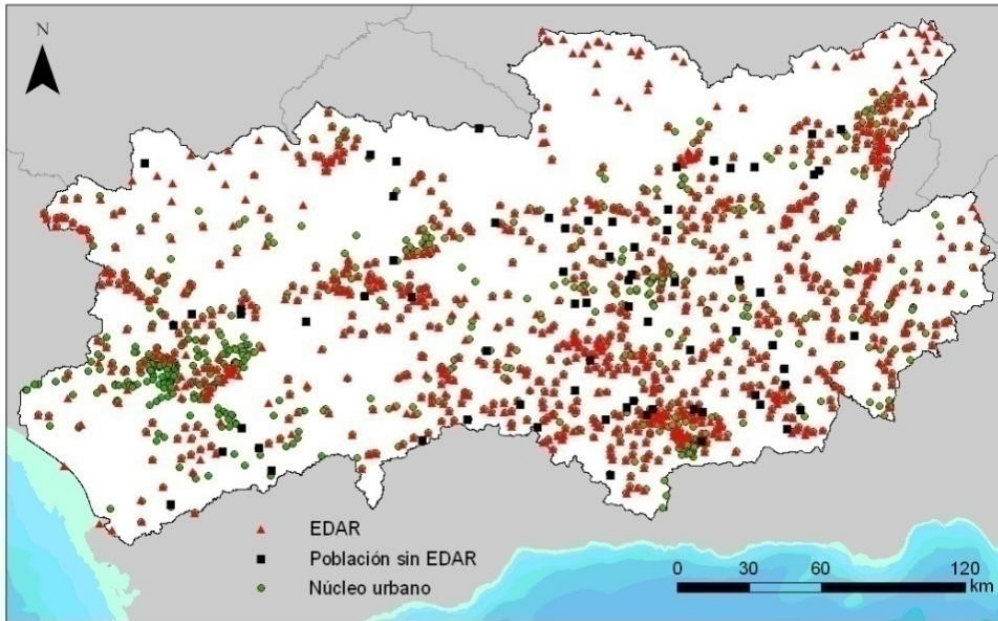


Figura A. 4 Situación de núcleos urbanos y EDAR en la cuenca, en 2008

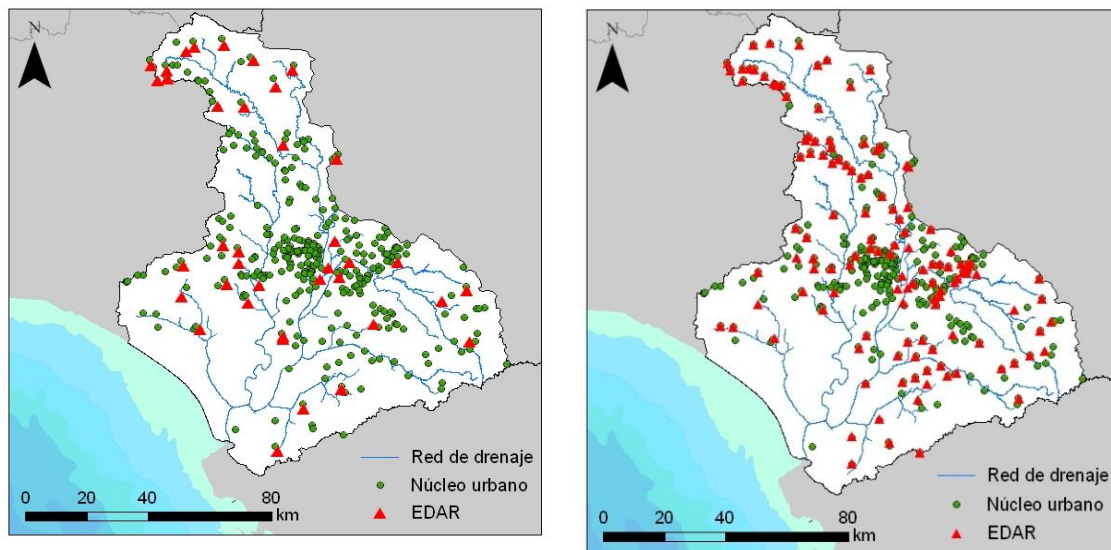


Figura A. 5 Situación de núcleos urbanos y estaciones depuradoras de aguas residuales en el estuario, en 2005 (izquierda) y en 2008 (derecha)

En la Fig. A.6 se presenta el estado de depuración de los núcleos urbanos de cada una de las subcuencas vertientes al estuario antes de 2005, cuando la capacidad de las depuradoras era sobrepasada por el volumen de vertidos provocando su mal funcionamiento. Hasta 2008 las poblaciones de la zona del Aljarafe vertían sus aguas residuales al Guadalquivir sin tratamiento alguno. Las subcuencas de los ríos Guadiamar, Rivera de Huelva y Guadaira

también han presentado mayores deficiencias hasta esta fecha en cuanto a la depuración de aguas residuales.

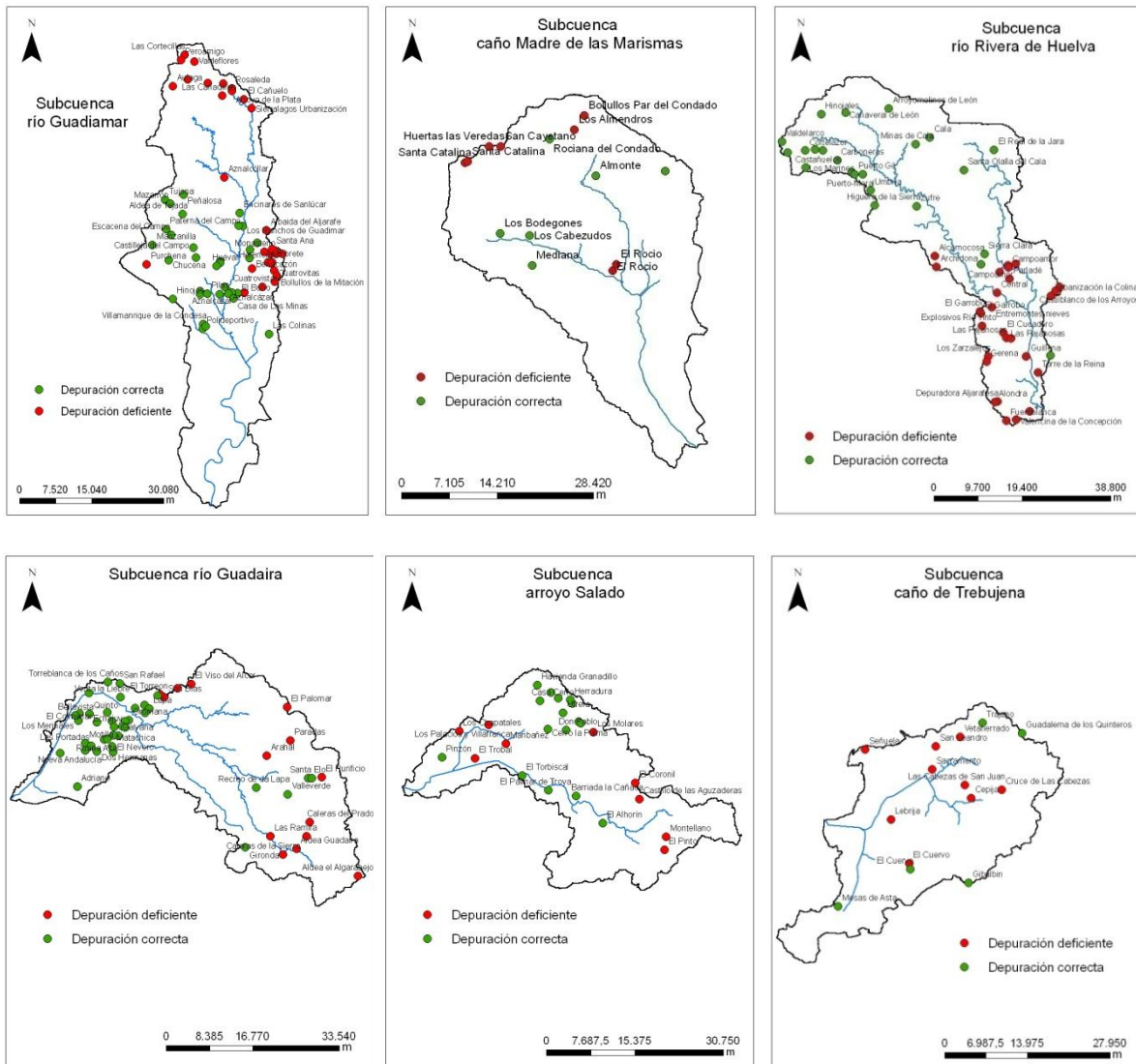


Figura A. 6 Núcleos con buena depuración y núcleos con depuración deficiente (2008) en cada una de las cuencas vertientes al estuario

A continuación se procede a la estimación de cargas contaminantes de origen urbano desde cada subcuenca vertiente. Se tienen en cuenta los valores de concentración de aguas residuales brutas (tabla A.13) para aquellos municipios con EDAR deficiente o inexistente, y los valores de referencia de concentración de contaminantes en aguas procedentes de tratamiento secundario en EDAR (tabla A.14), para los núcleos urbanos que depuran correctamente. Se asume un retorno de la demanda de agua del 75% (www.chguadalquivir.es, 2009). En la cuenca aguas arriba del estuario, por su gran extensión, inventariar el estado de depuración de todo el área implica una mayor dificultad, por lo que la estimación se realiza asumiendo que el 50% de la población depura sus aguas residuales correctamente (www.chguadalquivir.es, 2009). El resultado de la estimación de aportes teóricos procedentes de aguas residuales brutas y con tratamiento secundario se

presenta en las tablas A.15-A.18. Se ha incluido en el análisis la zona central del eje del estuario, ya que existen poblaciones de la zona del Aljarafe que durante años han vertido sus aguas residuales directamente al Guadalquivir. Los mayores aportes teóricos de aguas residuales corresponden a la cuenca vertiente aguas arriba del estuario y la vega del estuario, seguidas de las cuencas del río Guadaira y caño de Trebujena, mientras que la cuenca del río Rivera de Huelva es la menos afectada por este tipo de vertidos. La mayor parte de los aportes procede de las aguas residuales brutas, especialmente en la cuenca aguas arriba del estuario y en la cuenca del arroyo Salado de Morón, donde la cantidad de contaminantes aportada mediante vertidos brutos es 3 veces la aportada mediante vertidos tratados.

Tabla A. 15 Número de habitantes y vertido medio (kg) diario de sólidos en suspensión, DBO₅, DQO, N, P y cloruros de origen urbano generados en cada cuenca vertiente al estuario, por aguas residuales brutas

Subcuenca	Habitantes (hab)	Aportes (kg día ⁻¹)					
		SS	DBO ₅	DQO	N total	Ptotal	Cloruros
C.M.Marismas	40251	5275	1658	3768	301	60	376
R. Guadiamar	34103	4296	1350	3069	245	49	306
R.R. Huelva	18942	4364	800	2000	145	29	181
R. Guadaira	86269	9854	2353	5586	427	85	534
Ayo. Salado	47488	6503	2044	4645	371	74	464
C. Trebujena	54225	12165	2343	5797	426	85	532
Vega estuario	203809	45287	8302	20756	1509	301	1886
Aguas arriba	2658576	376853	118439	269180	21534	4306	26918

Tabla A. 16 Retorno de agua y vertido medio (g) diario de metales pesados de origen urbano generados en cada cuenca del estuario, por aguas residuales brutas

Subcuenca	Retorno (m ³ día ⁻¹)	Aportes (g día ⁻¹)					
		Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
C.M.Marismas	7537	263	6203	1281	301	527	1356
R. Guadiamar	6138	214	5052	1043	245	429	1104
R. R. Huelva	3636	127	2993	61	145	254	654
R. Guadaira	10699	374	8805	1818	427	748	1925
Ayo. Salado	9291	325	7646	1579	371	650	1672
C.Trebujena	10653	372	8767	1811	426	745	1917
Vega estuario	37739	1320	31059	6415	1509	2641	6793
Aguas arriba	538361	18842	443071	91521	21534	37685	96905

Tabla A. 17 Número de habitantes y vertido medio (kg) diario de sólidos en suspensión, DBO₅, DQO, N, P y cloruros de origen urbano generados en cada cuenca vertiente al estuario, por aguas residuales procedentes de tratamientos secundarios

Subcuenca	Habitantes (hab)	Aportes (kg día ⁻¹)					
		SS	DBO ₅	DQO	N total	Ptotal	Cloruros
C.M.Marismas	27660	27660	188	134	672	80	10
R. Guadiamar	44891	44891	300	214	1072	128	17
R. R. Huelva	21152	21152	133	95	475	57	7
R. Guadaira	223953	223953	1889	1349	6748	809	107
Ayo. Salado	45175	45175	320	228	1143	137	18
C. Trebujena	-	-	-	-	-	-	-
Vega estuario	741723	741723	7051	5036	25182	3021	402
Aguas arriba	2658576	2658576	188426574	13459	67295	8075	1076

Tabla A. 18 Retorno de agua y vertido medio (g) diario de metales pesados de origen urbano generados en cada cuenca del estuario, por aguas residuales procedentes de tratamientos secundarios.

Subcuenca	Retorno (m ³ día ⁻¹)	Aportes (g día ⁻¹)					
		Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
C.M.Marismas	5379	53	537	914	215	376	0
R. Guadiamar	8576	85	857	1457	343	800	1543
R. R. Huelva	3807	38	380	647	152	266	685
R. Guadaira	53985	539	5398	9177	2159	3779	9717
Ayo. Salado	9147	91	914	1555	365	640	1646
C. Trebujena	-	-	-	-	-	-	-
Vega estuario	201000	2014	20146	34248	8058	14102	36263
Aguas arriba	7178152	5383	53836	91521	21534	37685	96905

Sumando los aportes procedentes de aguas residuales brutas y tratadas en cada una de las zonas, a escala anual se estiman los aportes contaminantes de carácter urbano presentados en las tablas A.19-A.20.

Tabla A. 19 Estimación de la cantidad anual de sólidos en suspensión, DBO₅ y DQO procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario.

Subcuenca	Aportes absolutos (t año ⁻¹)			Aportes relativos (kg año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	SS	DBO ₅	DQO	SS	DBO ₅	DQO
C.M. Marismas	1994	654	1620	16.29	5.34	13.24
Guadiamar	1677	571	1511	9.24	3.14	8.32
Rivera de Huelva	1641	326	903	8.52	1.70	4.69
Guadaira	4286	1351	4502	28.11	8.86	29.52
Arroyo Salado	2490	829	2113	26.88	8.95	22.80
Caño de Trebujena	4440	855	2116	46.25	8.91	22.04
Vega Guadalquivir	19103	4868	16767	177.39	45.21	155.70
Aguas arriba	144428	48142	122813	34.23	11.41	29.11
TOTAL	180064	57600	152349	346.91	2421.38	24869.40

Tabla A. 20 Estimación de la cantidad anual de N, P y cloruros procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario.

Subcuenca	Aportes absolutos (t año ⁻¹)			Aportes relativos (kg año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	N	P	Cloruros	N	P	Cloruros
C.M. Marismas	139	25	225	1.14	0.21	1.84
Guadiamar	136	24	252	0.75	0.13	1.39
Rivera de Huelva	73	13	128	0.38	0.07	0.67
Guadaira	451	70	1081	2.96	0.46	7.10
Arroyo Salado	185	33	319	2.00	0.36	3.45
Caño de Trebujena	155	31	194	1.62	0.32	2.03
Vega Guadalquivir	1654	257	3997	15.36	2.39	37.12
Aguas arriba	10807	1965	18667	2.56	0.47	4.42
TOTAL	16645	93	285	26.78	4.42	58.02

Tabla A. 21 Estimación de la cantidad anual de Cd, Cr y Cu procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario.

Subcuenca	Aportes absolutos (kg año ⁻¹)			Aportes relativos (g año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	Cd	Cr	Cu	Cd	Cr	Cu
C.M. Marismas	115	2460	801	0.95	20.09	6.54
Guadiamar	109	2157	913	0.60	11.88	5.03
Rivera de Huelva	60	1231	461	0.31	6.39	2.40
Guadaira	333	5184	4013	2.19	34.00	26.32
Arroyo Salado	152	3124	1144	1.64	33.72	12.35
Caño de Trebujena	136	3200	661	1.42	33.34	6.89

Vega Guadalquivir	1217	18690	14842	11.30	173.55	137.82
Aguas arriba	8842	181371	66810	2.10	42.99	15.83
TOTAL	10967	217420	89648	20.51	355.95	213.18

Tabla A. 22 Estimación de la cantidad anual de Pb, Ni y Zn procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario

Subcuenca	Aportes absolutos (kg año ⁻¹)			Aportes relativos (g año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	Pb	Ni	Zn	Pb	Ni	Zn
C.M. Marismas	188	330	495	1.54	2.69	4.04
Guadamar	214	449	966	1.18	2.47	5.32
Rivera de Huelva	108	190	489	0.56	0.99	2.54
Guadaira	944	1652	4249	6.19	10.84	27.87
Arroyo Salado	269	471	1211	2.90	5.08	13.07
Caño de Trebujena	155	272	699	1.62	2.84	7.29
Vega Guadalquivir	3492	6111	15715	32.43	56.75	145.93
Aguas arriba	15720	27510	70740	3.73	6.52	16.77
TOTAL	21093	36987	94568	50.16	88.18	222.83

Para realizar una estimación del vertido teórico de origen urbano en 1956 de forma global para toda la cuenca, asumiendo que la población en Andalucía rondaba los 5100000 habitantes en 1960 (Instituto de Estadística de Andalucía), se puede estimar la población de la cuenca en 1956 en 3100000 hab. Teniendo en cuenta la ausencia de depuración de aguas en aquellos años, se obtienen los valores estimados de vertidos contaminantes en términos absolutos y relativos en 1956 presentados en la tabla 2.13 (junto con los estimados en 2003, a nivel global de toda la cuenca).

Tabla A. 23 Estimación de la cantidad anual de vertidos contaminantes (t), en términos absolutos y relativos, aportada en la totalidad de la cuenca del Guadalquivir en 1956 y 2003.

Vertido	Aportes absolutos (t año ⁻¹) ¹⁾		Aportes relativos (kg ha ⁻¹ año ⁻¹) ²⁾	
	1956	2003	1956	2003
SS	142569	1864.53	27.60	346.91
DBO ₅	44807	57600	8.67	11.15
DQO	101835	152349	19.71	29.50
N	8146	13604	1.57	2.63
P	1629	2421	0.31	0.47
Cloruros	10183	24869	1.97	4.82
Cd	7128	10967	1.38	2.12
Cr	167620	217420	32.45	4.10
Cu	34623	89648	6.70	17.36
Pb	8146	21093	1.57	4.08
Ni	14256	36987	2.76	7.16
Zn	36660	94568	7.09	18.31

¹⁾ Para el caso de los metales pesados en g año⁻¹.

²⁾ Para el caso de los metales pesados en g ha⁻¹ año⁻¹.

ANEJO B: Denominación de puntos de control

Tabla B. 1 Denominación utilizada en cada capítulo para los puntos de control en el cauce principal

	Tipo Control	Denominación Punto control	Red monitorización calidad de aguas	Denominación del punto de control en cada capítulo					
				Cap.1	Cap.2	Cap.3	Cap.4	Cap.5	Cap. 6
+ ↓ Distancia a la desembocadura ↓ -	A+C	E. Pedro Marín	ICA	-	-	9	-	-	-
	A+C	E. Mengíbar	ICA	-	-	8	-	-	-
	A+C	E. Marmolejo	ICA	-	-	7	-	-	-
	A+C	E. El Carpio	ICA	-	-	6	-	-	-
	A+C	Córdoba	ICA	-	-	5	-	-	-
	A+C	E. Peñaflor	ICA	-	-	4	-	-	-
	A+C	E. Cantillana	ICA	-	-	3	-	-	-
	A+C	E. Alcalá del Río (aar)	ICA, SAICA	Presa Alcalá del Río	A	2	-	-	-
	A+C	E. Alcalá del Río (aab)	JA, ICA	-	1	1	1, A	-	-
	C	Santiponce	JA	-	2	-	2	-	-
	C	Puente del Patrocinio	ICA	Puente Patrocinio	B	-	B	-	-
	C	S. Juan Aznalfarache	JA	-	3	-	3	-	-
	C	Coria del Río	JA	-	4	-	4	-	-
	C	Puebla del Río	JA	-	5	-	5	-	-
	C	Lebrija/Puebla 1	JA	-	6	-	6	-	-
	C	Lebrija/Puebla 2	JA	-	7	-	7	-	-
	C	La Señuela	ICA	La Señuela	C	-	C	-	-
	C	Aznalcázar/Trebujena	JA	-	8	-	8	-	-
	C	Sanlucar/Almonte 1	JA	-	9	-	9	-	-
C	Sanlucar/Almonte 2	JA	-	10	-	10	-	-	

Aar: aguas arriba

Aab: aguas abajo

A+C: Control de aportes + Control de calidad (disponibilidad de datos de aforo y de calidad de agua).

C: Control de calidad (disponibilidad de datos de calidad de agua).

*Análisis de la influencia de la componente mareal en la dinámica de aportes contaminantes desde la cuenca fluvial del río Guadaira.

Tabla B. 2 Denominación utilizada en cada capítulo para los puntos de control en subcuencas vertientes al cauce principal.

		Denominación del punto de control en cada capítulo							
			Cap.1	Cap.2	Cap.3	Cap.4	Cap.5	Cap. 6	
Margen derecha	Tipo Control	Denominación cuenca vertiente	Red monitorización de calidad de aguas						
		A+C	Caño M. Marismas	ICA	-	-	-	-	-
	A+C	Río Guadiamar	ICA	Aznalcázar	-	-	-	-	
	A+C	Río Rivera de Huelva	ICA	E. El Gergal	-	-	-	A	
	A+C	Río Bembézar	ICA	-	-	-	-	B	
	A+C	Río Guadiato	ICA	-	-	-	-	C	
	A+C	Río Guadalmeñato	ICA	-	-	-	-	D	
	A+C	Río Yeguas	ICA	-	-	-	-	E	
	A+C	Río Jándula	ICA	-	-	-	-	F	
	A+C	Río Rumberal	ICA	-	-	-	-	G	
	A+C	Río Guadalimar	ICA	-	-	-	-	H	
	A+C	Río Guadalbullón	ICA	-	-	-	-	I	
	A+C	Río Guadajoz	ICA	-	-	-	-	J	
	A+C	Río Genil	ICA	-	-	-	-	K	
	A+C	Río Corbores	ICA	-	-	-	-	L	
	A+C	Río Guadaira	ICA	Puente Sifón	-	-	-	M	Puente Ctra. Utrera
	A+C	Arroyo Salado	ICA	E. Torre del Águila	-	-	-	N	-
	-	Caño de Trebujena	ICA	Caño de Trebujena	-	-	-	-	-

ANEJO C: Análisis de frecuencia de aportes fluviales

La figura C.1 presenta la evolución del Qd en los puntos de control de aportes al estuario desde las subcuencas vertientes durante el período hidrológico octubre 1981-septiembre 2009.

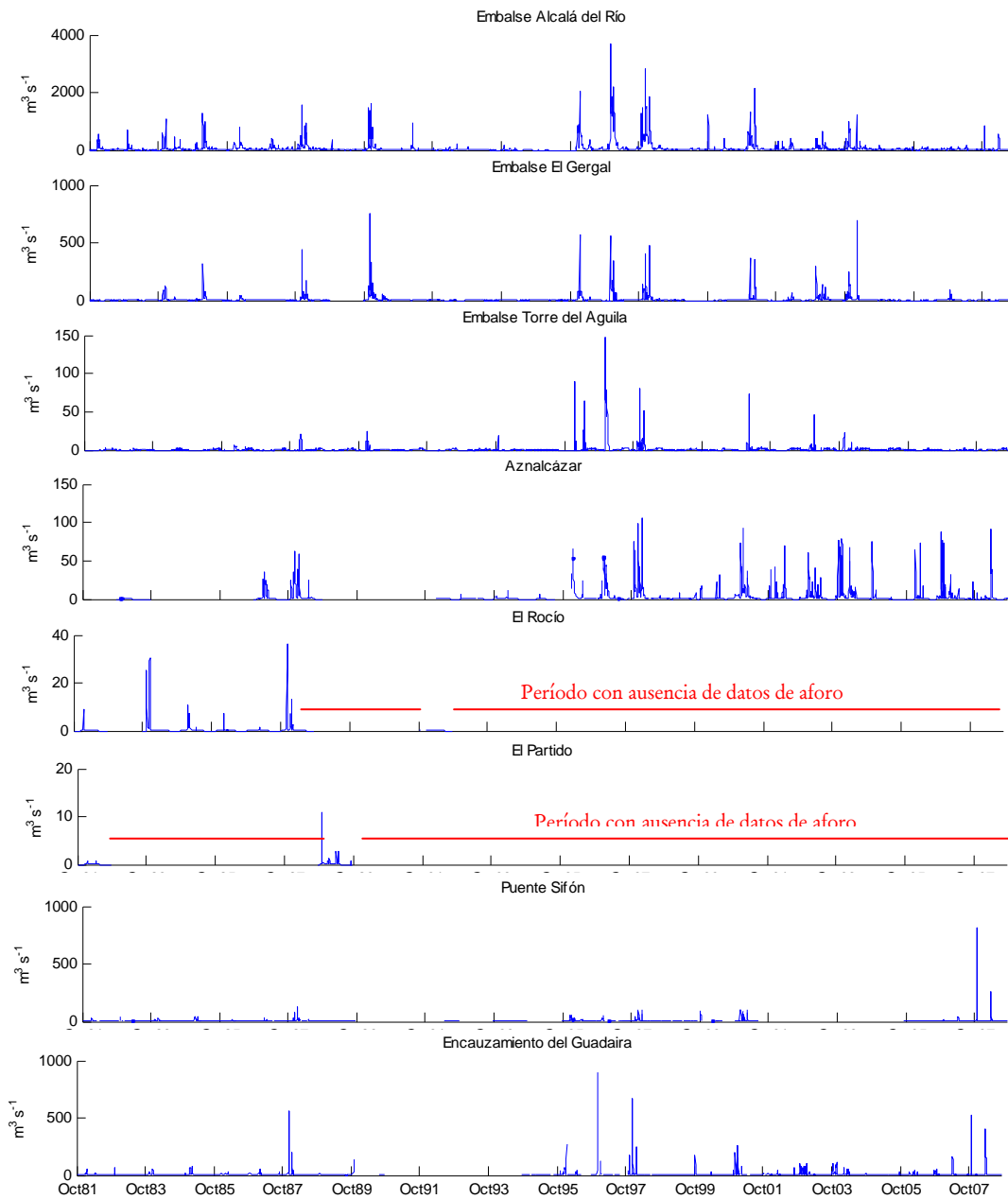


Figura C. 1 Qd en puntos de control de aportes al estuario, para el período 81/82-08/09.

Las curvas de frecuencia acumulada del Qd para un rango inferior al percentil 95 en los puntos de control, para el período 01/10/81-30/09/09 (con series de caudal disponibles en todos los puntos de control, excepto en los del caño Madre de Las Marismas) se muestran en la Fig. C.2.

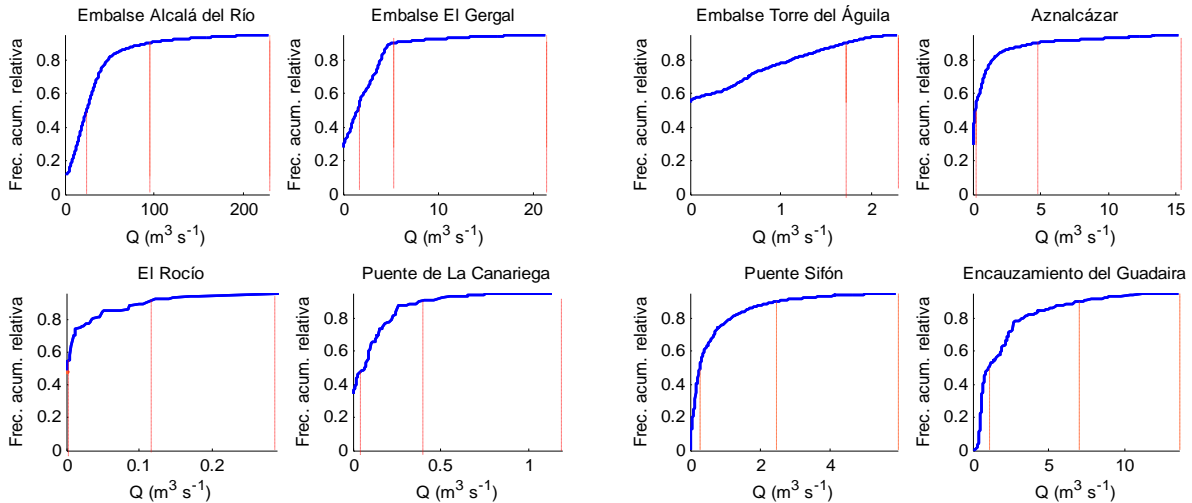


Figura C. 2 Curvas de frecuencia acumulada del Qd , por debajo del percentil 95, en puntos de control con regulación (arriba) y en puntos de control en régimen natural (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

En la Fig. C.3 se presentan las curvas de frecuencia acumulada del Qd en los puntos de control para el período de estudio, en forma adimensional, para el rango inferior al percentil p95, y en la tabla C.1 los percentiles 99, 95, 90, 50 y 25 obtenidos.

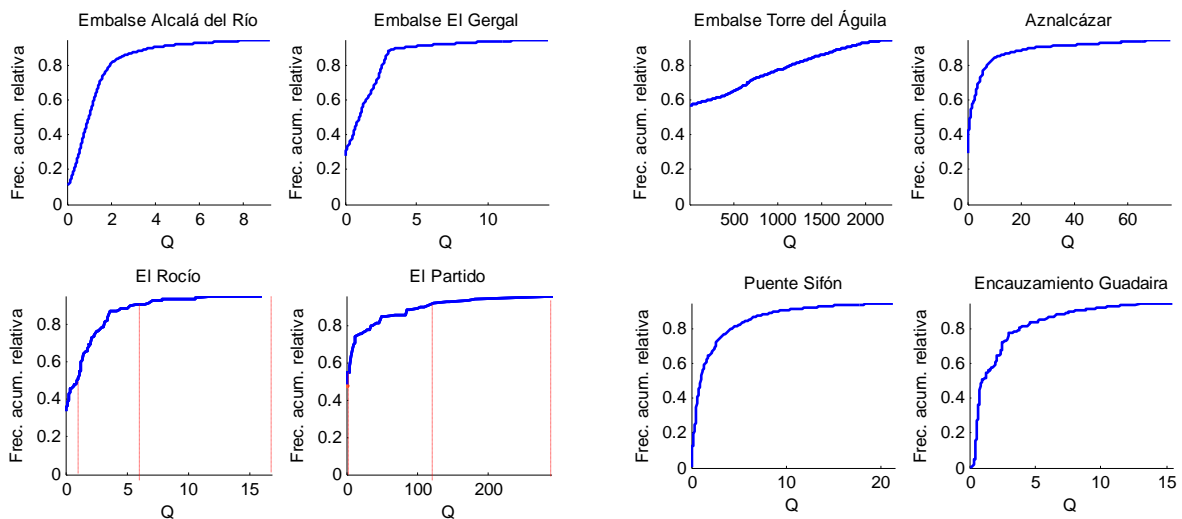


Figura C. 3 Curvas de frecuencia acumulada relativa del Qd adimensionalizadas, por debajo del p95, en puntos de control con regulación (arriba) y en puntos de control en régimen natural (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

Tabla C. 1 Percentiles del Qd adimensionalizados en los puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.

Punto de control	Percentil				
	p99	p95	p90	p50	p25
Embalse Alcalá del Río	39.15	9.26	3.82	1.00	0.45
Embalse El Gergal	66.38	14.19	3.75	1.00	0.00
Embalse Torre del Águila	150000.00	2303.00	1748.00	1.00	0.00
Aznalcázar	222.97	76.42	24.27	1.00	0.00
El Rocío *	117.95	16.76	5.73	1.00	0.00
El Partido*	860.00	289.00	123.00	1.00	0.00
Puente Sifón	120.28	21.52	8.98	1.00	0.41
Encauzamiento Guadaira	69.68	15.45	8.03	1.00	0.59

Las menores variaciones se producen en Alcalá del Río y El Gergal, observándose un p90 de apenas 4 veces el p50 (24 y 1.52 m^3s^{-1} , respectivamente), mientras que en el Puente Sifón y Aznalcázar, puntos de aforo en cauce, y de carácter fluvial, el p90 se sitúa en aproximadamente 9 y 24 veces el p50. Los desembalses en Torre del Águila son nulos en el 50% de los casos, lo que implica que cuando se producen descargas, éstas superen con creces la media, como se observa en el resultado de los percentiles 90-99. Esto mismo ocurre en El Rocío y en El Partido, dada la intermitencia de los arroyos Rocina y Partido, en los que sólo la llegada de grandes eventos de escorrentía genera un caudal considerable (de hasta 10 y 30 m^3s^{-1} , respectivamente).

Dada la importancia de la presa de Alcalá del Río como principal fuente de aportes fluviales al estuario, se analiza la distribución temporal de Qd también para el período 1931-2009 Fig. C.4. Los percentiles obtenidos (tabla C.2) son mucho mayores que los calculados en 1981-2009, en este caso el 90% de los datos supera en 6 veces el p50, que también aumenta en este caso a 52 m^3s^{-1} (cuando apenas llegaba a 25 m^3s^{-1} en el período 1981-2009).

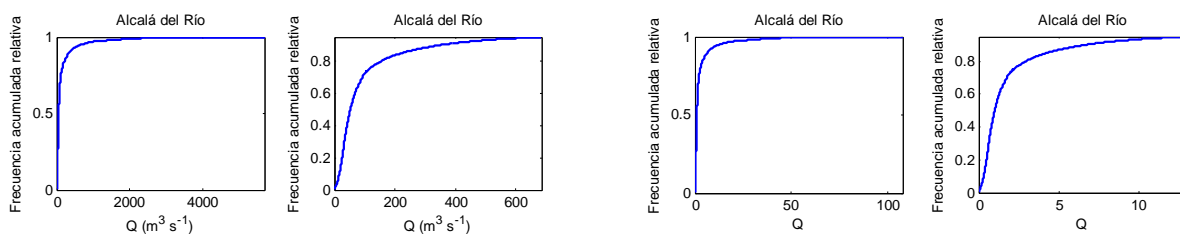


Figura C. 4 Curvas de frecuencia acumulada relativa del Qd en Alcalá del Río sin adimensionalizar (izquierda), y adimensionalizando con el valor medio para el período (derecha), período 01/01/31-30/09/09.

Tabla C. 2 Percentiles de la distribución de frecuencias de Qd en Alcalá del Río, dimensional y adimensional, período 01/01/31-30/09/09

Percentil	Dimensional (m^3/s)	Adimensional
99	2126.00	40.12
95	685.50	12.93
90	350.00	6.60
50	52.99	1.00
25	29.60	0.55

Atendiendo a los máximos anuales, en las Fig. C.4 y C.5 se presenta la función de densidad del Qa máximo en Alcalá del Río durante el período 01/10/31-30/09/81 y 01/10/81-

30/09/09, respectivamente y en la tabla C.3 los percentiles para ambos períodos. Durante 1931-1981 el p50 supone casi 3 veces el del período 1981-2009, pasando de $1800 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ a $700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

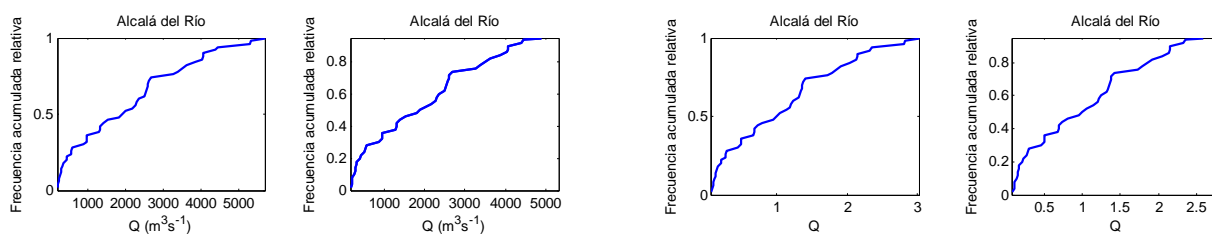


Figura C. 5 Curvas de frecuencia acumulada relativa del caudal máximo anual sin adimensionalizar (izquierda), y adimensionalizando con el valor medio para el período (derecha), en Alcalá del Río, período 01/01/31-30/81.

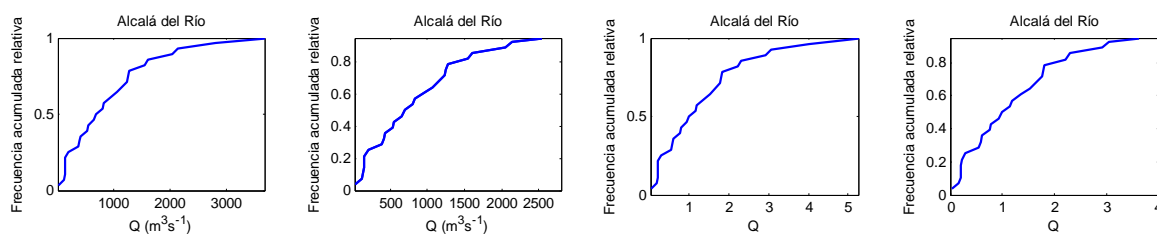


Figura C. 6 Curvas de frecuencia acumulada relativa del caudal máximo anual sin adimensionalizar (izquierda), y adimensionalizando con el valor medio para el período (derecha), en Alcalá del Río, período 01/01/81-30/09/09.

Tabla C. 3 Percentiles de la distribución de frecuencias de caudal máximo anual en Alcalá del Río, dimensional y adimensional

Percentil	Período 1931-1981		Período 1981-2009	
	Dimensional (m^3/s)	Adimensional	Dimensional (m^3/s)	Adimensional
99	5700.00	3.01	3670.00	5.25
95	5305.00	2.80	2800.00	4.00
90	4060.00	2.14	2136.00	3.05
50	1890.00	1.00	698.78	1.00
25	547.65	0.28	203.03	0.29

ANEJO D: Calidad del agua en las subcuencas vertientes

Este anejo pretende dar una idea global de la magnitud y variabilidad de los aportes de nutrientes, metales pesados, herbicidas, ss y sales desde las subcuencas vertientes al estuario, a partir de medidas de calidad de agua mensuales y datos de aforo en los puntos de control, durante el período de estudio 1981-2009. No se dispone de series completas de caudal y concentración para todos los parámetros y puntos de control, por lo que, en cada caso, se indica el período de series incompletas o carentes de datos de calidad o de aforo, según el caso.

Los principales nutrientes, a los que la DMA hace referencia son N y P, y define su control a partir de los niveles de amonio, nitratos y nitritos y fósforo total en el agua (Tabla 1.2). Las Fig. D.1, D.3 y D.5 muestran la evolución de la concentración y aportes estimados de amonio, nitratos y nitritos, respectivamente, para el período de estudio, y las Fig. D.2, D.4 y D.6 su dinámica estacional y anual. En los puntos de control del río Guadaira, subcuenca que según el estudio previo realizado en el anejo A, posee una mayor problemática en cuanto a vertidos urbanos, se constata elevada concentración de amonio, superando los 10 mg L⁻¹ en la mayor parte de los casos, y con frecuencia los 30-40 mg L⁻¹. La principal fuente de nitratos y nitritos es el agua de escorrentía desde los campos de cultivo, por lo que ambos reflejan los períodos secos y húmedos a lo largo de cada año. Tanto nitratos como nitritos experimentan a lo largo del período de estudio un aumento, especialmente a partir del año 1996, cuando se supera la época de sequía anterior a esta fecha (Fig. D.3 y D.4). Sin embargo, el vertido de nitritos es algo menor que el de nitratos, ya que estos últimos son la forma más estable del nitrógeno orgánico en aguas superficiales. En las Fig. D.4 y D.5 se muestra la evolución de la concentración y aportes estimados de fosfatos y fósforo total, respectivamente, para el período en estudio. La mayor concentración de fosfatos se registra en el puente Sifón y en El Rocío, en las cuencas vertientes del río Guadaira y caño Madre de las Marismas, importantes zonas de vertidos contaminantes tanto agrícolas como urbanos. En Alcalá del Río y en el Puente Sifón, puntos de control en los que se dispone de datos de concentración de fosfatos para todo el período en estudio, se observa que la concentración de este parámetro ha experimentado un ligero descenso a lo largo de los años. Los puntos de control donde se detecta la mayor concentración de fósforo son Aznalcázar, Puente Sifón y El Partido, en las cuencas del río Guadiamar, Guadaira y caño Madre de las Marismas, con máximos de 2 mg L⁻¹ en las dos primeras y 5 mg L⁻¹ en el caño.

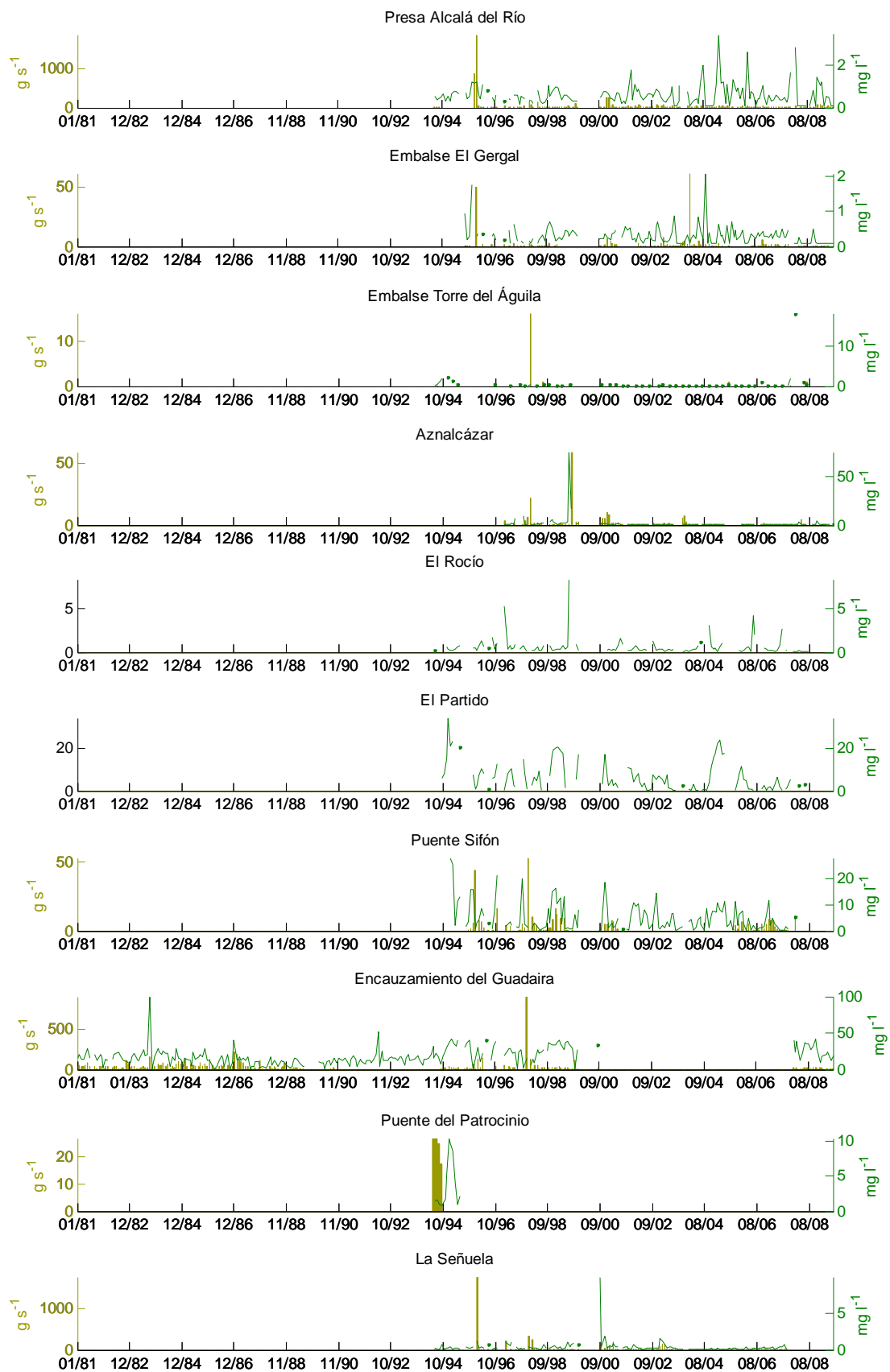


Figura D. 1 Concentración medida y aportes estimados de amonio en los puntos de control, para el período 1981-2009

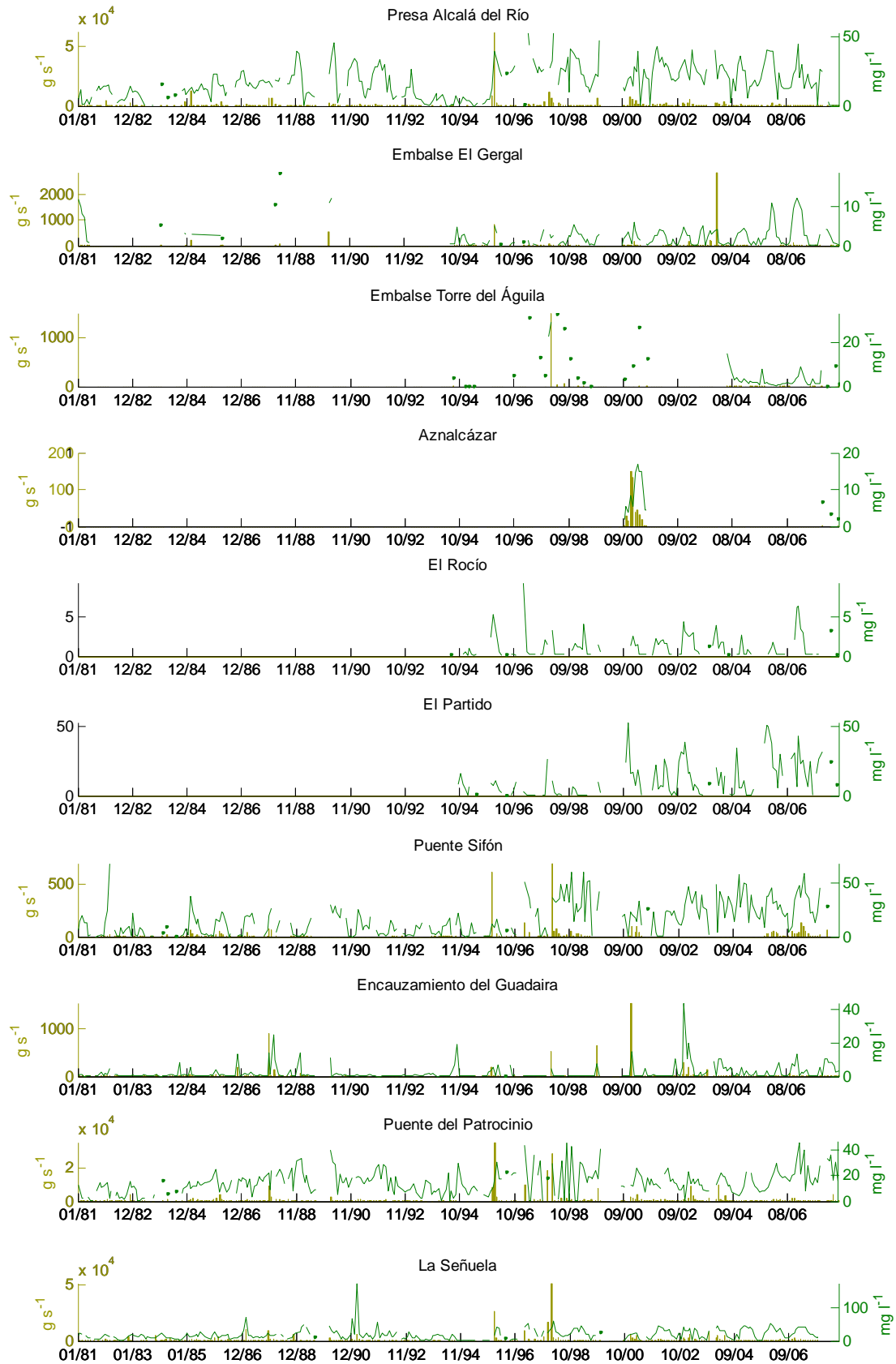


Figura D. 2 Concentración medida y aportes estimados de nitratos en los puntos de control, para el período 1981-2009.

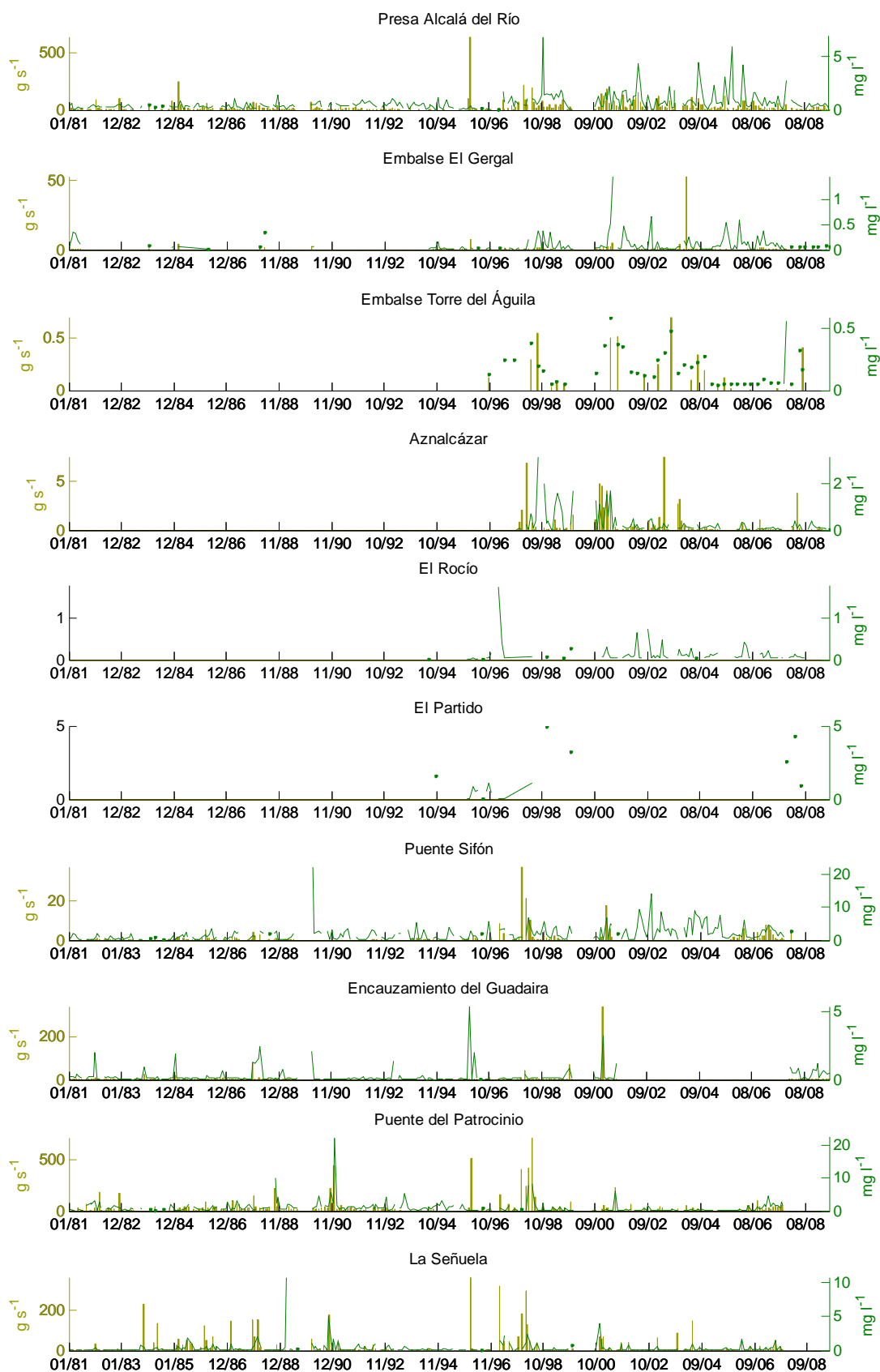


Figura D. 3 Concentración medida y aportes estimados de nitritos en los puntos de control, para el período 1981-2009.

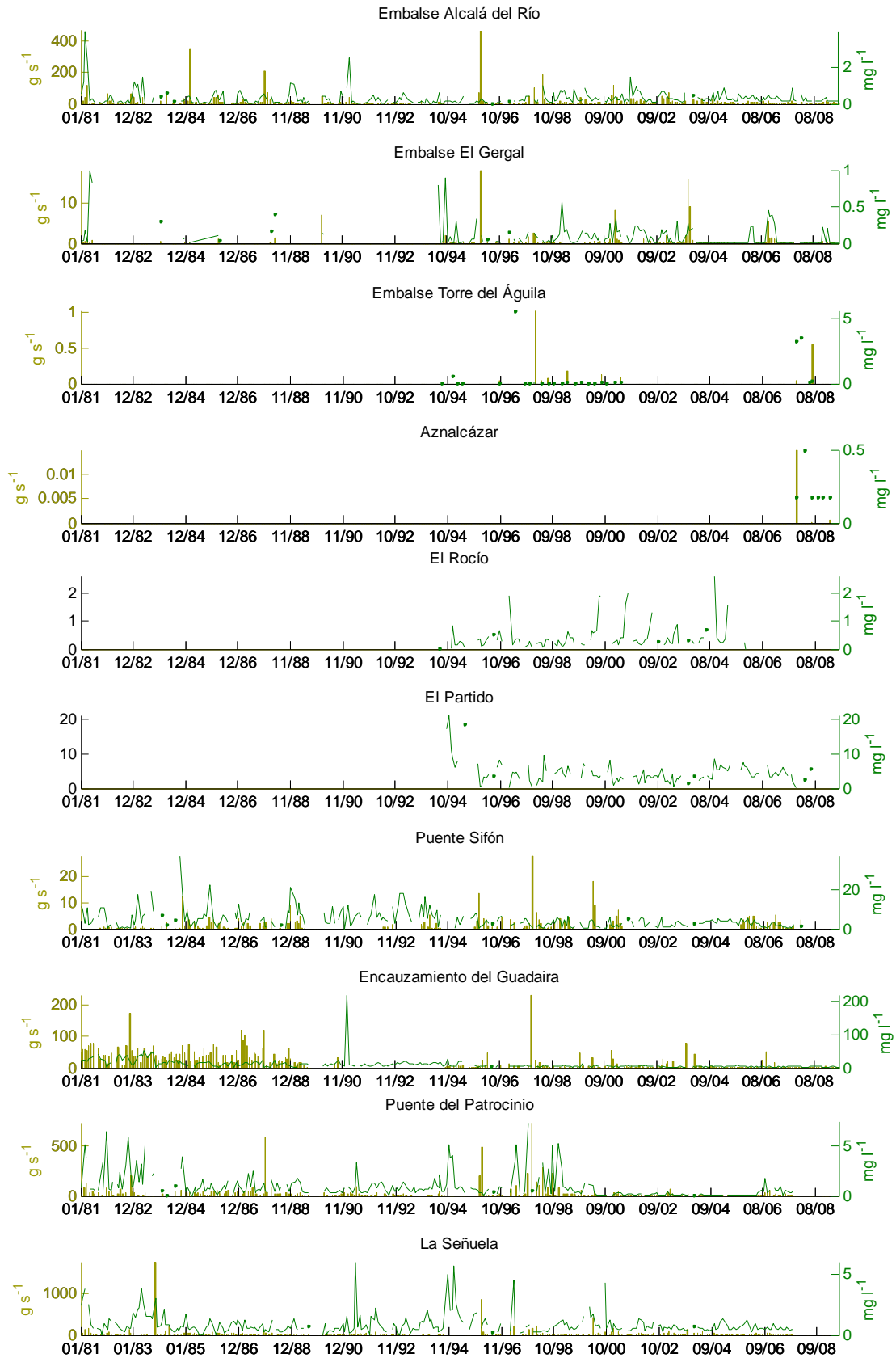


Figura D. 4 Concentración medida y aportes estimados de fosfatos en los puntos de control, para el período 1981-2009.

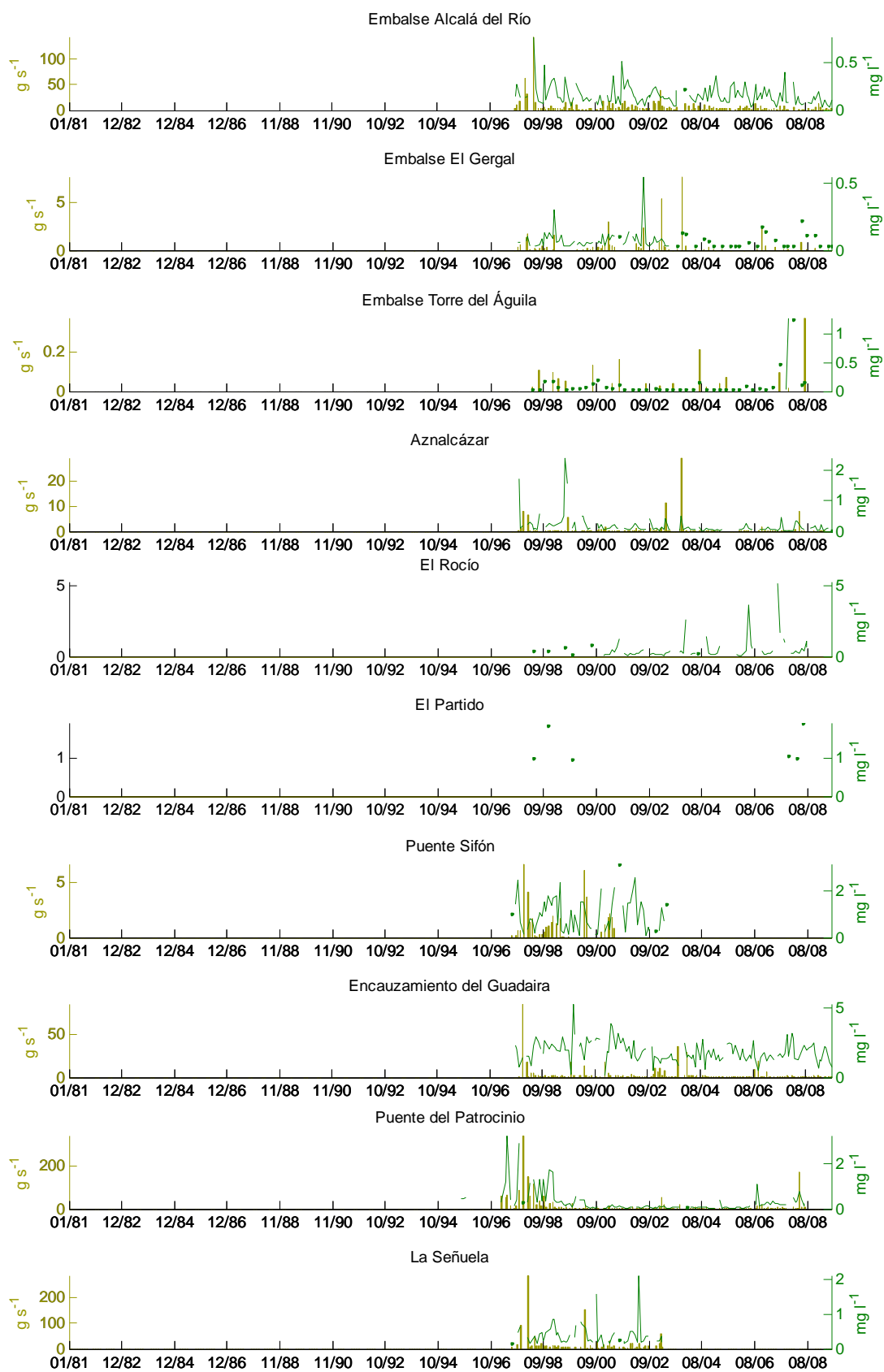


Figura D. 5 Concentración medida y aportes estimados de fósforo total en los puntos de control, para el período 1997-2009.

La evolución de la concentración y aportes estimados de zinc en los puntos de control durante el período 1981-2009, se presenta en la Fig. D.6. Aznalcázar y el encauzamiento del Guadaira son los puntos más afectados por este tipo de vertidos. La subcuenca del río Guadaira se señala en el anejo A entre las zonas que presentan mayores problemas de contaminación por vertidos urbanos. En Aznalcázar los máximos de concentración suceden tras el catastrófico vertido de residuos de la mina de Aznalcóllar, que tuvo lugar el 25/04/1998, provocando que la concentración se elevara de 0.6 mg L⁻¹ el día 24 de abril a 18 mg L⁻¹ el 15 de mayo.

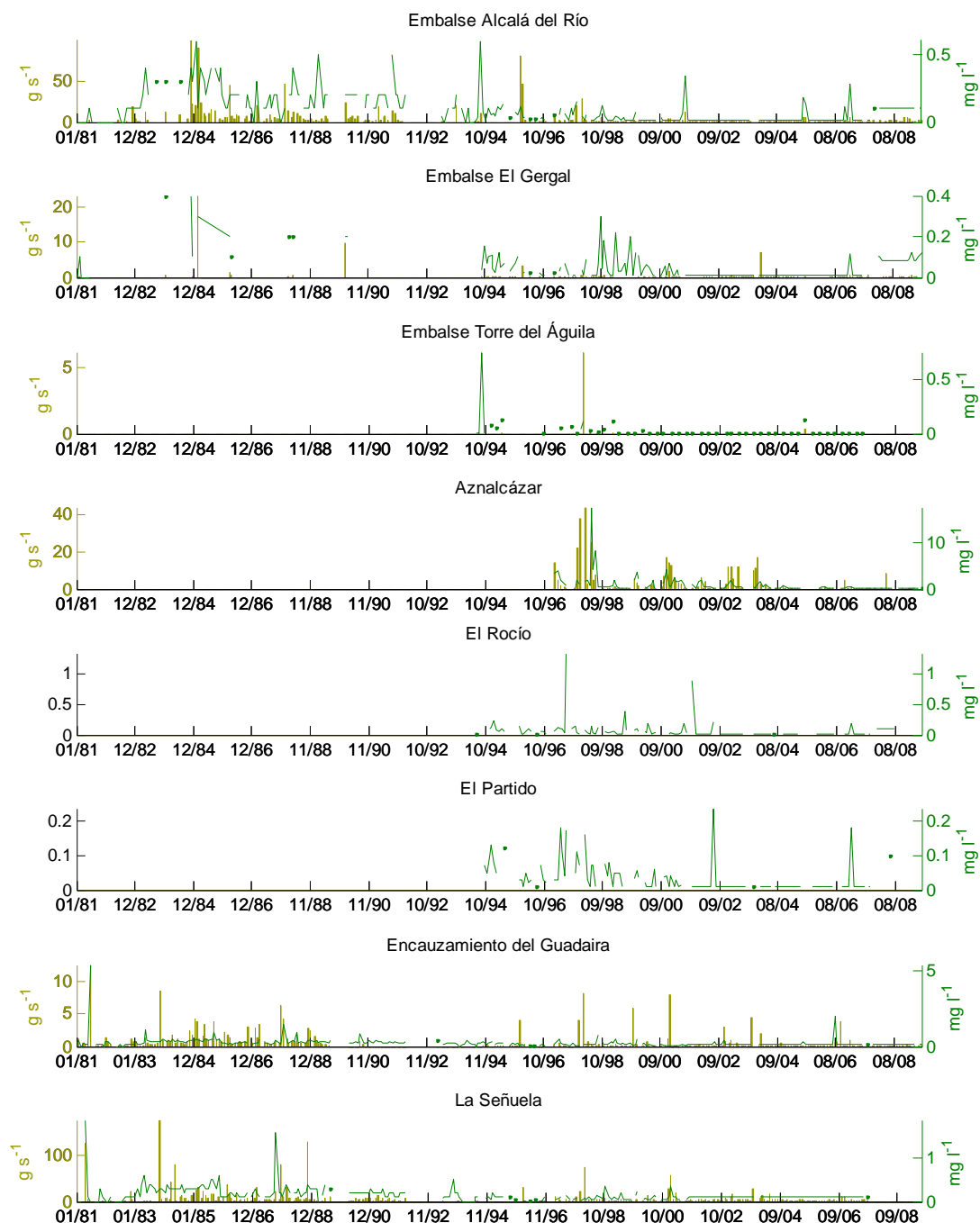


Figura D. 6 Concentración medida y aportes estimados de zinc en los puntos de control, para el período 1981-2009.

En las Fig. D.7 y D.8 se presenta la evolución de la concentración de simazina y terbutilazina durante el período 2001-2009, único período para el que se dispone de registros de concentración de herbicidas en los puntos de control. En las estaciones no presentadas las series son muy incompletas y los meses en los que se efectúa alguna medida, ésta es inferior al límite de cuantificación para este parámetro ($0.08 \mu\text{g l}^{-1}$). Se detectan concentraciones importantes de simazina y terbutilazina en Alcalá del Río, y en los puntos de control del río Guadaira, ya que recogen los aportes provenientes de extensas áreas de cultivo. No se dispone de datos de concentración de herbicidas en las estaciones de Puente del Patrocinio y La Señuela.

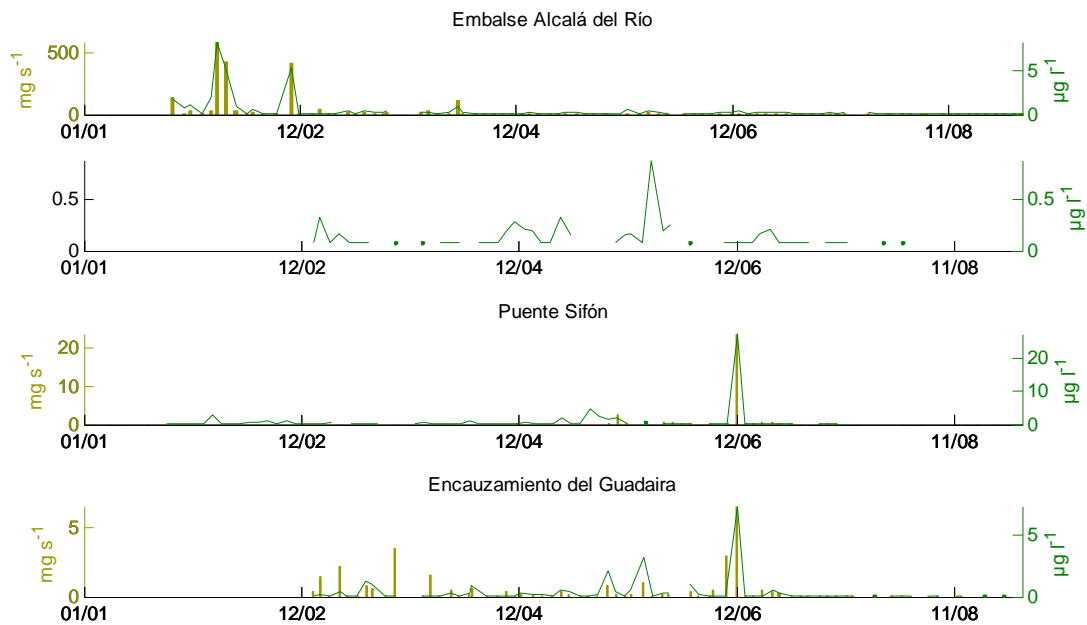


Figura D. 7 Evolución de la concentración y aportes de simazina en los puntos de control, para el período 2001-2009.

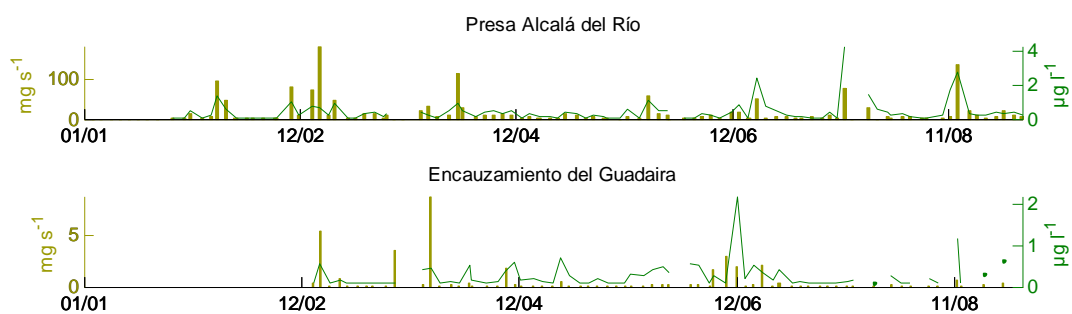


Figura D. 8 Evolución de la concentración y aportes de terbutilazina en los puntos de control, para el período 2001-2009.

La Fig. D.9 muestra la SSC en los puntos de control, y los aportes estimados en cada punto de control. Los mayores aportes de ss ocurren desde la presa de Alcalá del Río, con máximos de $\sim O(1000 \text{ kg s}^{-1})$. Los aportes del río Guadaira también son significativos, de un orden mayor a los de las cuencas de los ríos Rivera de Huelva y Guadiamar, con máximos en el período 95-99 de $\sim O(10 \text{ kg s}^{-1})$ en Puente Sifón y $\sim O(100 \text{ kg s}^{-1})$ en el

encauzamiento, que originan concentraciones de $\sim O(1000 \text{ mg L}^{-1})$. En la cuenca del caño Madre de las Marismas, aunque no se han podido estimar aportes debido a la falta de datos de aforo, los datos de concentración sí indican que en ocasiones puntuales, en el arroyo El Partido se ha alcanzado la concentración de 1000 mg L^{-1} . Sin embargo, en los puntos El Gergal y Aznalcázar, la concentración no sobrepasa los 200 y 600 mg L^{-1} respectivamente.

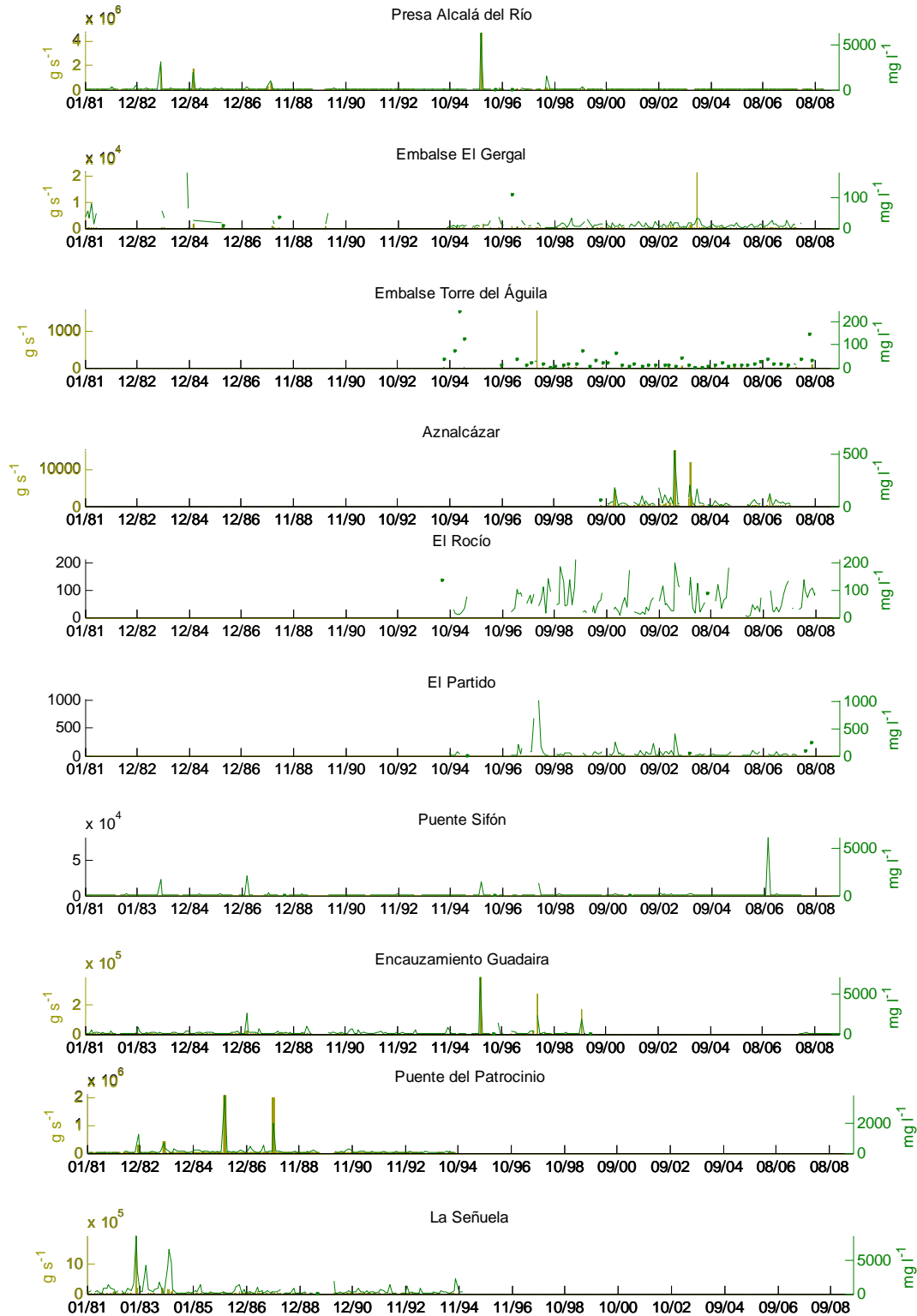


Figura D. 9 Concentración medida y aportes estimados de sólidos en suspensión en los puntos de control, para el período enero 1981- diciembre 2009.

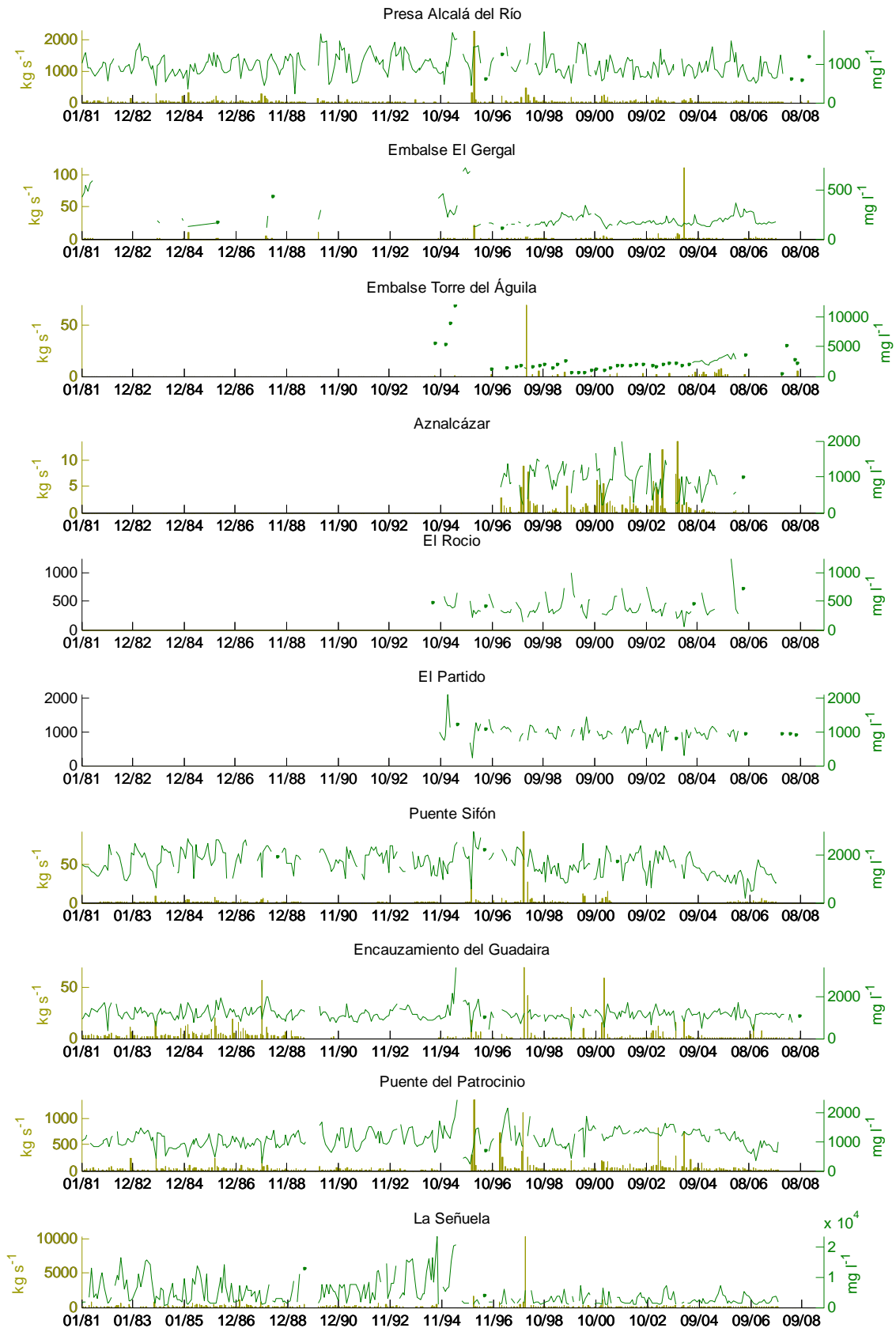


Figura D. 10 Evolución de la concentración media de aportes estimados de sales en los puntos de control, para el período 1981-2008.

ANEJO E: Análisis de frecuencia de SSC y EC

En la Fig E.1 se presentan las curvas de frecuencia acumulada de SSC durante el período 01/10/81-30/09/09, en cada punto de control, en la Fig. E.2 igual, pero para valores por debajo del p95, y en la tabla E.1 los percentiles 99, 95, 90, 50 y 25. La concentración a lo largo del cauce principal del estuario (en Alcalá del Río, Puente del Patrocinio y La Señuela), es de un orden de magnitud mayor ($\sim O(1000 \text{ mg L}^{-1})$), a la del resto de puntos de control ($\sim O(100 \text{ mg L}^{-1})$), a excepción de la registrada en el río Guadaira, que también registra un p99 del orden de 1000 mg L^{-1} en los dos puntos de control ubicados en el mismo.

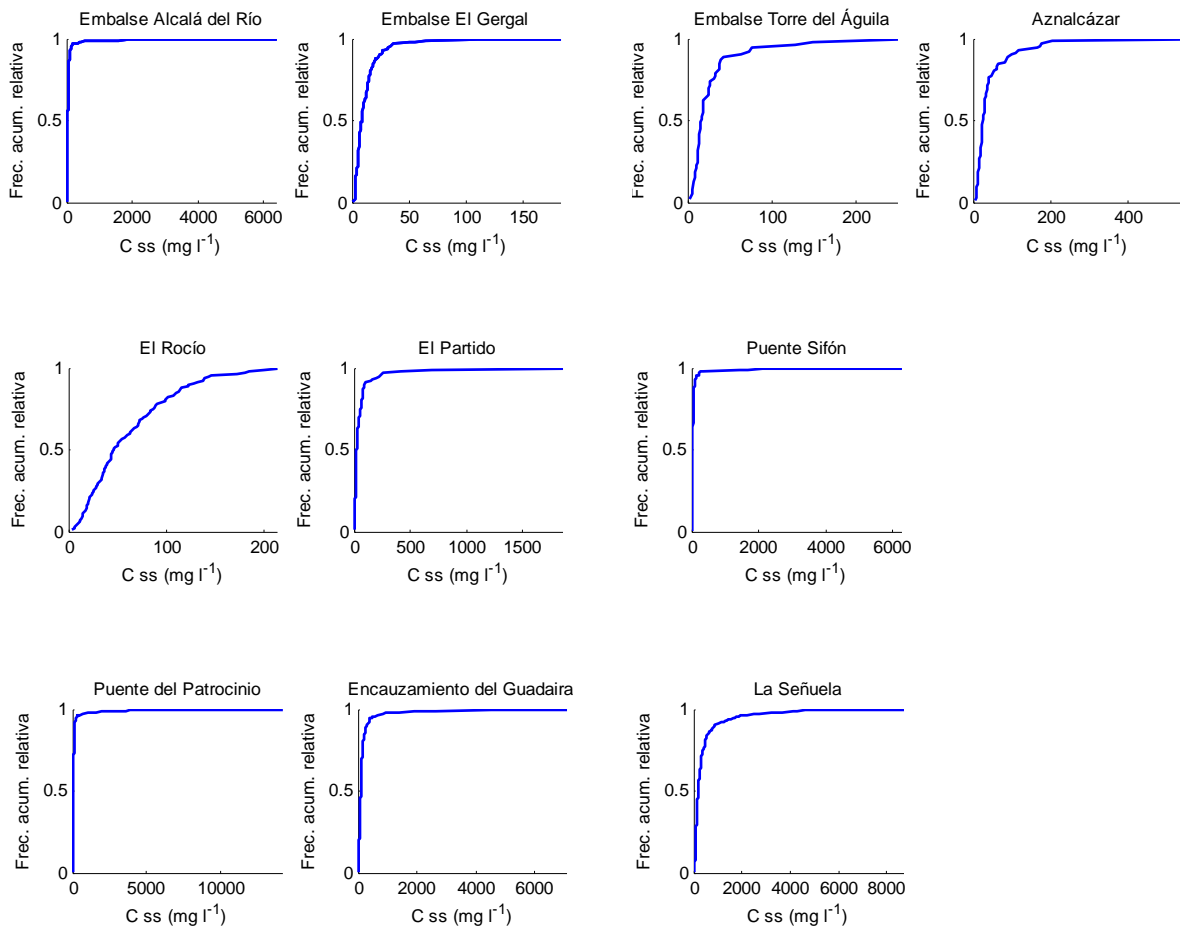


Figura E. 1 Curvas de frecuencia acumulada relativa de las medidas de concentración de sólidos en suspensión en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

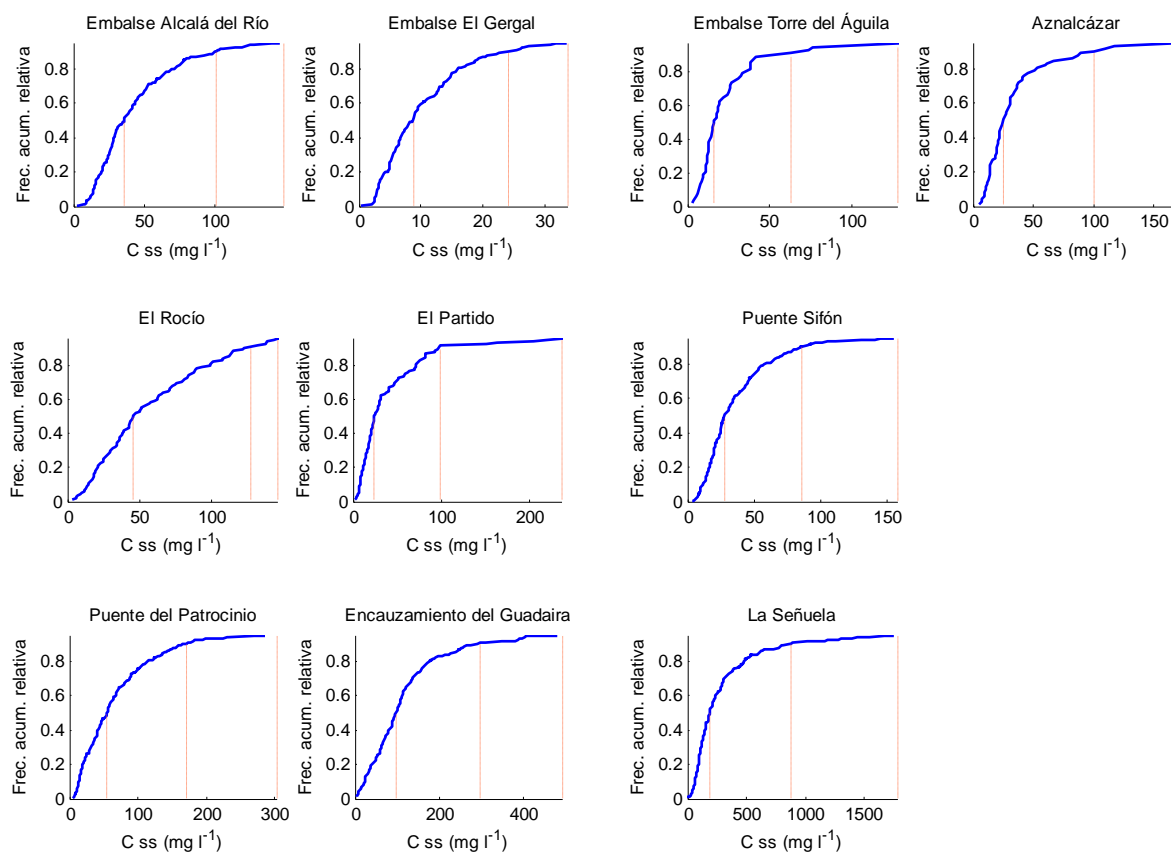


Figura E. 2 Curvas de frecuencia acumulada relativa de las medidas de concentración de sólidos en suspensión, por debajo del percentil 95 del caudal medio diario en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

Tabla E. 1 Percentiles de los registros de CSS (mg L⁻¹) en los puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.

Punto de control	Percentil				
	p99	p95	p90	p50	p25
Embalse Alcalá del Río	1575.00	149.00	101.00	36.00	22.80
Embalse El Gergal	109.10	33.50	24.00	8.90	5.00
Embalse Torre del Águila	250.00	128.00	63.50	16.30	11.90
Aznalcázar	538.00	173.00	100.50	25.00	15.70
El Rocío *	200.00	146.00	128.00	46.00	25.50
El Partido*	696.00	236.00	99.50	24.00	14.20
Puente Sifón	2128.00	158.00	86.00	28.00	18.30
Puente del Patrocinio	3855.00	302.00	171.50	55.00	24.50
Encauzamiento Guadaira	2628.00	492.00	296.00	97.00	53.70
La Señuela	4610.00	1775.00	876.00	189.30	103.00

*Los percentiles han sido calculados con el período de datos disponible en cada caso.

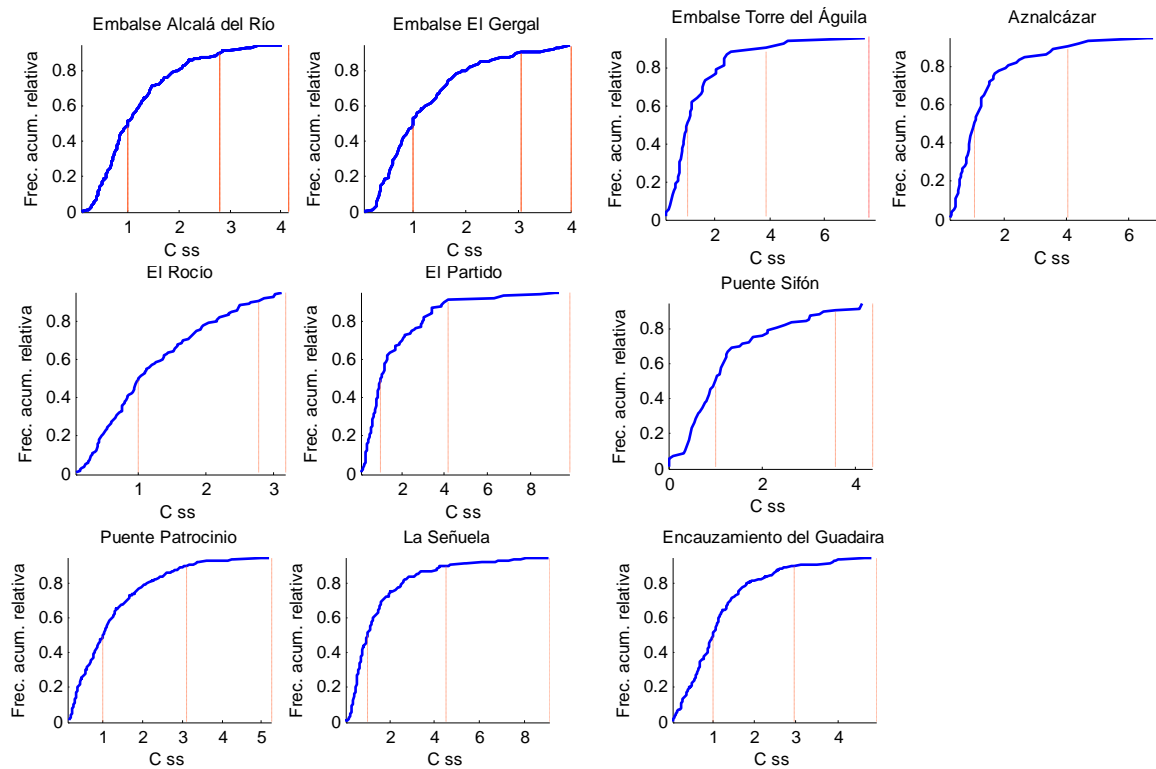


Figura E. 3 Curvas de frecuencia acumulada relativa de SSC, por debajo del p95, adimensionalizando con el valor medio, en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

Tabla E. 2 Percentiles adimensionalizados con el valor medio para el período, de los registros de CSS en puntos de control, período 01/01/81-30/09/09.

Punto de control	Percentil				
	p99	p95	p90	p50	p25
Embalse Alcalá del Río	43.75	4.13	2.80	1.00	0.65
Embalse El Gergal	12.12	4.00	3.04	1.00	0.57
Embalse Torre del Águila	15.33	7.85	3.89	1.00	0.73
Aznalcázar	21.52	6.92	4.02	1.00	0.62
El Rocío *	4.34	3.17	2.78	1.00	0.55
El Partido*	29.00	9.83	4.14	1.00	0.59
Puente Sifón	76.00	5.64	3.07	1.00	0.65
Puente del Patrocinio	67.16	5.24	3.11	1.00	0.45
Encauzamiento Guadaira	26.28	4.92	2.96	1.00	0.58
La Señuela	22.63	9.11	4.53	1.00	0.54

*Los percentiles han sido calculados con el período de datos disponible en cada caso.

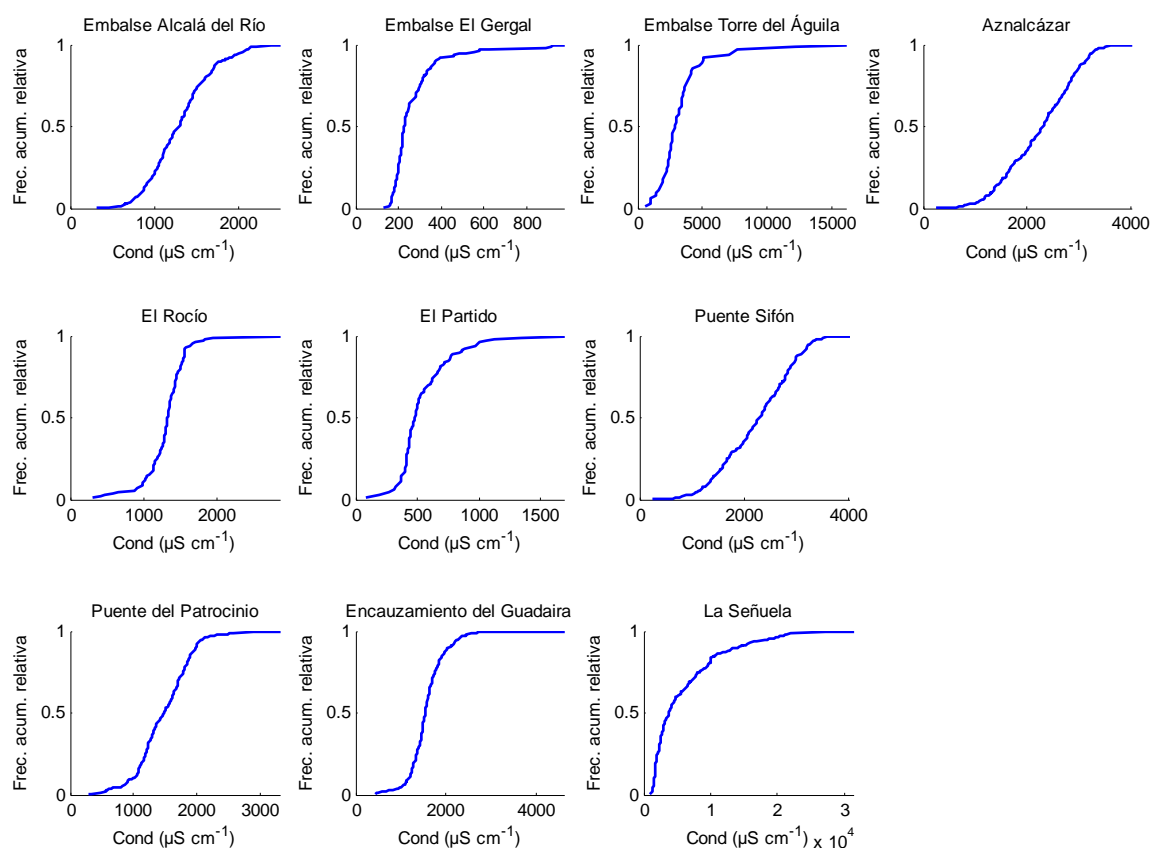


Figura E. 4 Curvas de frecuencia acumulada relativa de las medidas de conductividad eléctrica en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), en puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

Tabla E. 3 Percentiles de los registros de conductividad hidráulica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) en puntos de control, período 01/10/81-30/09/09.

Punto de control	Percentil				
	p99	p95	p90	p50	p25
Embalse Alcalá del Río	2220	2050	1812	1301	1045
Embalse El Gergal	926	555	380	227	201
Embalse Torre del Águila	16250	7350	5040	2900	2370
Aznalcázar	3595	3250	3150	2300	1681
El Rocío *	1350	997	857	480	416
El Partido*	1940	1658	1553	1321	1186
Puente Sifón	3595	3250	3150	2300	1681
Puente del Patrocinio	2900	2110	1990	1484	1185
Encauzamiento Guadaira	2680	2290	2100	1550	1357
La Señuela	27240	18640	14220	3810	2085

*Los percentiles han sido calculados con el período de datos disponible en cada caso.

El punto de control con mayor salinidad es, por su cercanía a la desembocadura, La Señuela, sin embargo algunos de los situados en cuencas vertientes al estuario (río Guadaira, Aznalcázar y en el embalse Torre del Águila), muestran valores de salinidad similares a los encontrados en el eje principal del estuario. Este hecho podría ser debido al carácter

agrícola de estas cuencas, ya que estas zonas son las que generan mayores aportes desde los campos de cultivo, y por tanto, de sales procedentes del lavado de los mismos.

En la figura E.5 se presentan las curvas de frecuencia acumulada de las medidas de conductividad en cada uno de los puntos de control en el estuario, para el período 01/01/81-30/09/10, adimensionalizadas. En la tabla E.4 se indican los percentiles 99, 95, 90, 50 y 25, referidos a las curvas adimensionales, de los registros de conductividad en cada uno de los puntos de control para el período en estudio. Las mayores variaciones de conductividad respecto al valor registrado en el 50 % de los casos, ocurren en La Señuela, como consecuencia lógica de la ida y venida de la onda de marea, y en el embalse Torre del Águila, aunque también en el embalse El Gergal el p99 es de 4 veces el p50, si bien éste no es elevado.

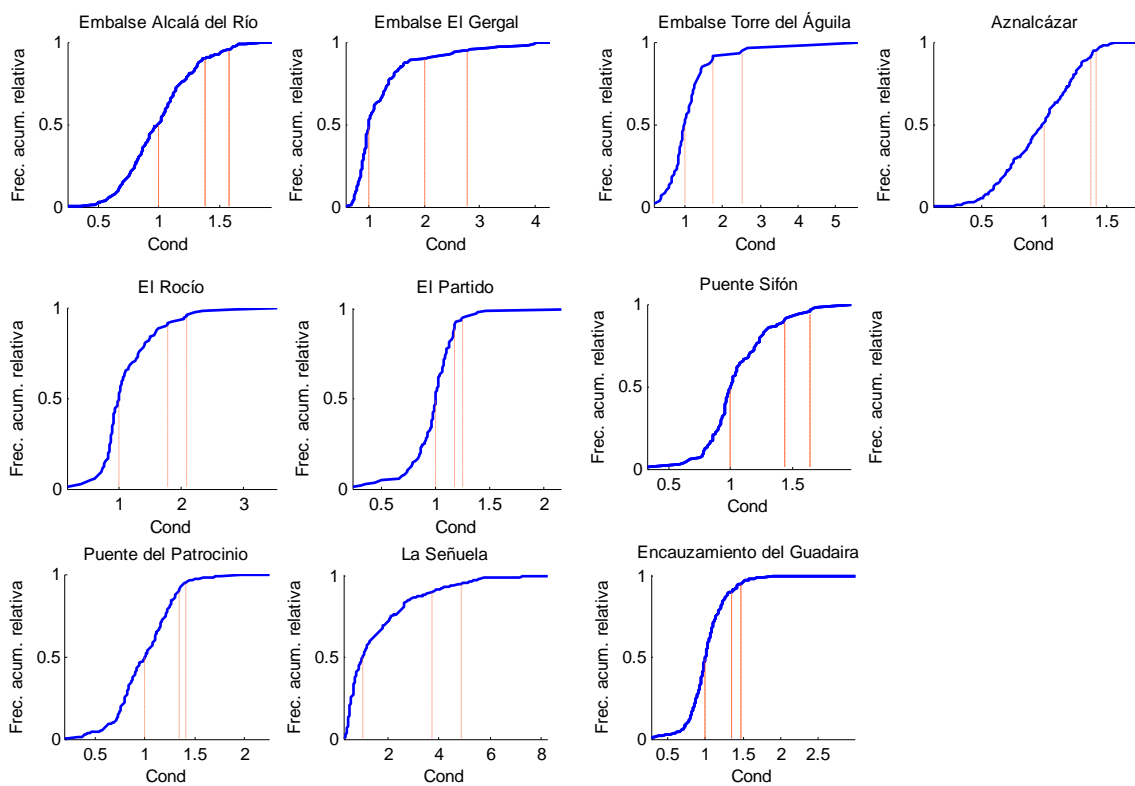


Figura E. 5 Curvas de frecuencia acumulada relativa de conductividad, adimensionalizando con el valor medio, en puntos de control de carácter fluvial y régimen regulado (arriba), en puntos de control de carácter fluvial y régimen natural (centro) y puntos de control con influencia mareal (abajo), período 01/10/81-30/09/09.

Tabla E. 4 Percentiles adimensionalizados con el valor medio para el período, de los registros de conductividad eléctrica en puntos de control, para el período 01/10/81-30/09/09.

Punto de control	Percentil				
	p99	p95	p90	p50	p25
Embalse Alcalá del Río	1.70	1.57	1.38	1.00	0.80
Embalse El Gergal	4.02	2.76	2.00	1.00	0.87
Embalse Torre del Águila	5.60	2.53	1.73	1.00	0.81
Aznalcázar	1.56	1.41	1.36	1.00	0.73
El Rocío *	2.81	2.07	1.78	1.00	0.86
El Partido*	1.46	1.25	1.17	1.00	0.89
Puente Sifón	1.56	1.31	1.36	1.00	0.73
Puente del Patrocinio	1.75	1.41	1.34	1.00	0.87
Encauzamiento Guadaira	1.72	1.47	1.33	1.00	0.87
La Señuela	7.14	4.89	3.73	1.00	0.54

ANEJO F: Operación de apertura de compuertas en la presa de Alcalá del Río

El régimen de descarga desde la presa de Alcalá del Río modifica temporalmente las condiciones hidrodinámicas en el cauce en el estuario, con cambios de velocidad, calado, temperatura, rugosidad del lecho, etcétera. Al margen de la magnitud de la descarga efectuada y sus cargas asociadas, la operación de apertura desde la presa podría tener efectos locales en el tramo inmediato aguas abajo, por lo que se describe aquí someramente.

La subida de compuertas en la presa se realiza de dos formas diferentes, en función del régimen de caudal entrante al embalse (información proporcionada por la empresa ENDESA). La primera de ellas, en condiciones normales de no avenida, se realiza de forma automática en función del nivel de llenado del embalse. La presa dispone de 8 compuertas de 9 m de luz (Fig. F.1), cuya apertura comienza a partir del momento en el que el nivel del embalse alcanza 9.22 m, descargando agua hasta que el nivel desciende hasta 8.30 m, siendo el número de compuertas que suben variable, según la magnitud de la descarga a realizar. La subida de compuertas se realiza de forma paulatina, cada 25 cm, con el fin de que resistan el empuje del caudal desaguado (cuya magnitud aumenta al encontrarse la presa ubicada en un área curva del río), de manera que la velocidad de subida de las compuertas es despreciable con respecto al empuje del río, comportándose de forma estática en cuanto a resistencia. Sin embargo, en situaciones de avenida la descarga se realiza a través de un sistema de accionamiento manual de las compuertas, tras el aviso de descarga elevada desde la presa de Cantillana (gestionada también por la empresa ENDESA), de forma inmediata, ya que hay que tener en cuenta la relativa cercanía de ambas presas, que hace que en situaciones de avenidas extremas, el tiempo de viaje del flujo de agua sea mínimo.



Figura F. 1 Vista de las 8 compuertas de la presa de Alcalá (a), de la lámina de agua en el embalse aguas arriba y aguas abajo de la presa (b) y detalle de una de ellas (c) (14/01/10).

La diferencia entre el agua que descarga una presa y la que descarga la siguiente aguas abajo se debe, en parte, a la función de almacenamiento que cumplen estas estructuras y, por otro

lado, al consumo del recurso desembalsado en sus diferentes usos. Según esto, la descarga de agua realizada en cada presa podría variar en función, por un lado, de la precipitación en la cuenca vertiente, y por otro, del volumen almacenado en un determinado momento en el embalse, reflejo en parte de las descargas en embalses situados aguas arriba. Las aportaciones y, por tanto, las descargas, tienen lugar en períodos en los que existe un volumen de agua almacenada por encima del nivel medio del período, 16.80 hm^3 , durante un período prolongado de tiempo, y durante el cual existe ocurrencia de precipitación (Fig. F.2).

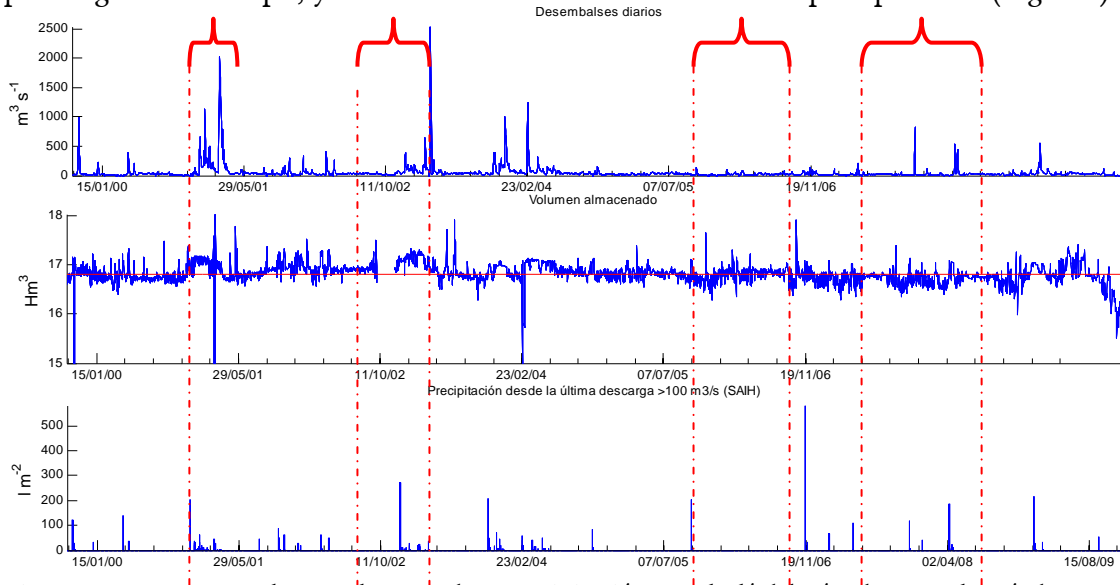


Figura F. 2 Descarga, volumen almacenado y precipitación en Alcalá del Río, durante el período 2000-2009.

Esta relación se refleja en la figura F.3, donde se presenta la relación entre el volumen almacenado en el embalse de Alcalá del Río y, por un lado, la descarga media diaria en la presa y, por otro, la precipitación acumulada desde la última descarga superior a $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A partir del momento en el que se llegan a almacenar aproximadamente 17 hm^3 , las descargas elevadas son más frecuentes. Además destaca también el descenso en el volumen almacenado durante descargas más extremas (superiores a $1100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), que en ocasiones se mantienen durante varios días, y que por lo general reducen el almacenamiento del embalse a $6-15 \text{ hm}^3$ (como son las efectuadas durante los días 25-26 octubre 1999, 4-8 marzo 2001, 25 febrero 2004). Se observa que la disminución del volumen almacenado hasta los $6-15 \text{ hm}^3$ se produce cuando se realizan descargas elevadas y la precipitación acumulada desde la última descarga superior a $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ es inferior a 30 mm .

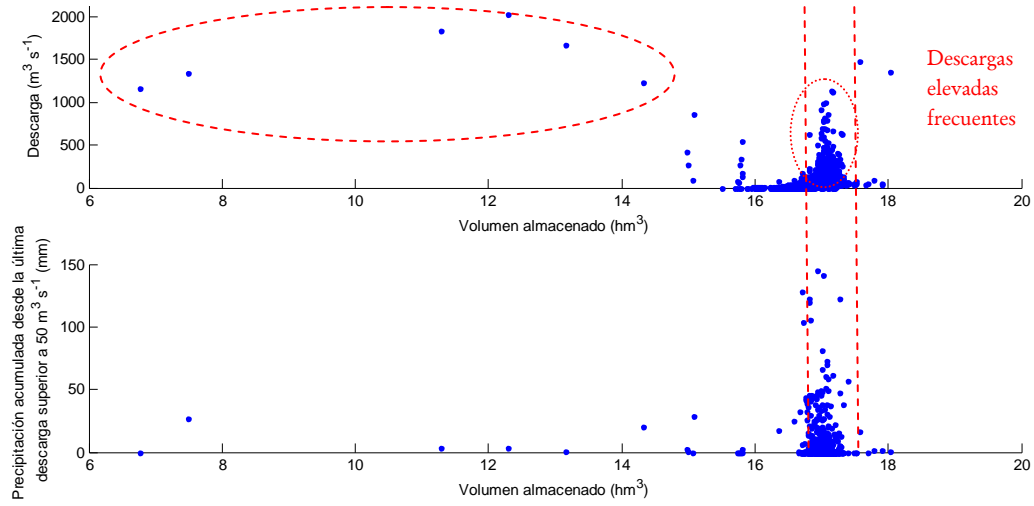


Figura F. 3 Relación entre almacenamiento y descarga media diaria (arriba), y almacenamiento y precipitación acumulada desde la última descarga superior a 50 m³s⁻¹ (abajo), en la presa de Alcalá del Río.

ANEJO G: SSC en la cuenca media y alta del Guadalquivir

En las Fig. G.1 y G.2 se presenta la SSC y Qd en estaciones ubicadas en el cauce principal, durante los períodos 2001-2004 y 2005-2009, respectivamente. Elevadas SSC en las diferentes estaciones a lo largo del cauce principal del Guadalquivir coinciden a veces en el tiempo, y otras tienen un cierto desfase temporal, el cual dependerá de la dinámica de descargas del embalse en concreto. En algunos episodios de turbidez en La Señuela (marcados y numerados en rojo), también se registra elevada SSC aguas arriba del estuario.

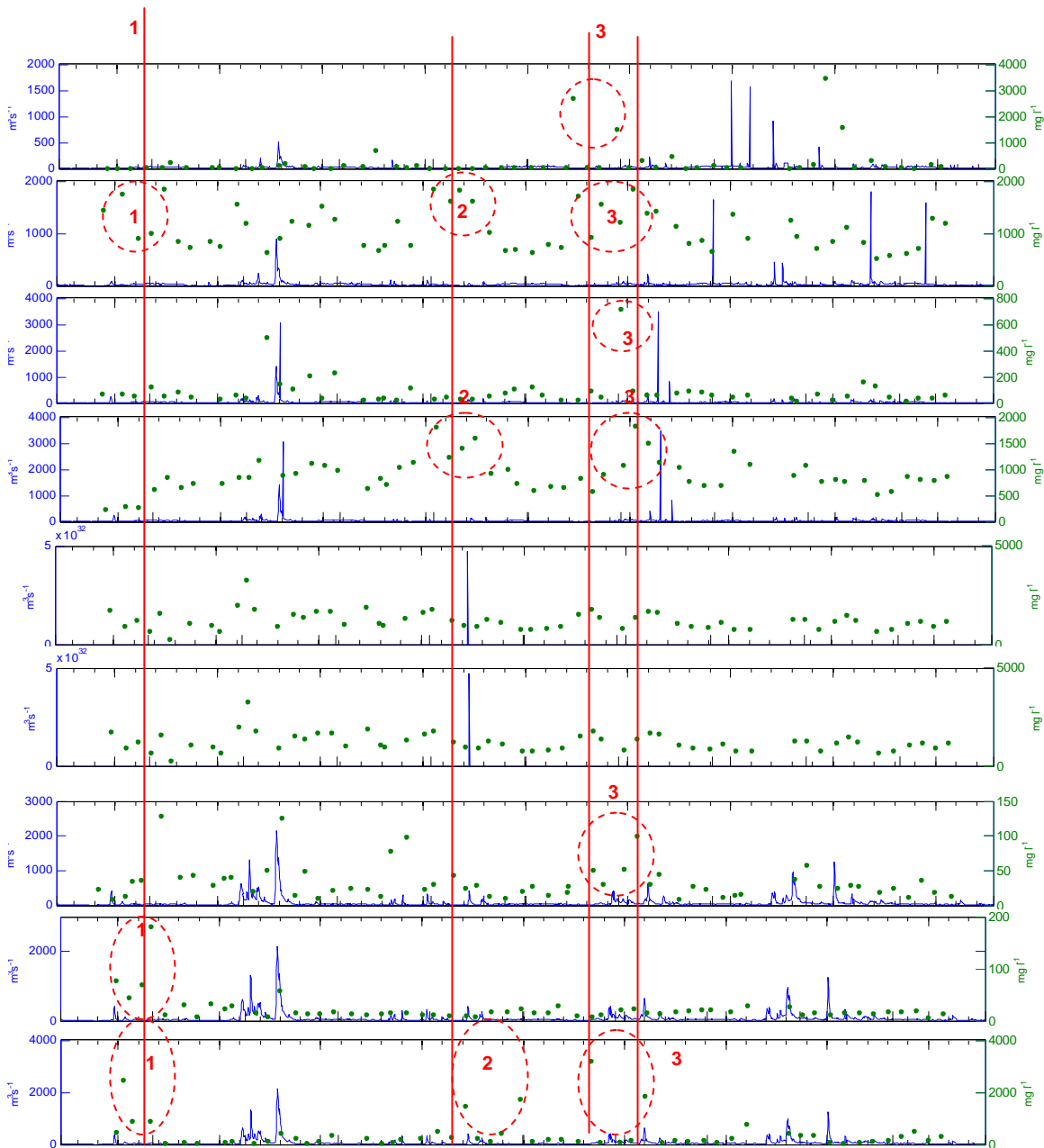


Figura G.1. De arriba abajo, SSC y Qd durante 2001-2004 en las estaciones 1-9 mencionadas en el capítulo 3.

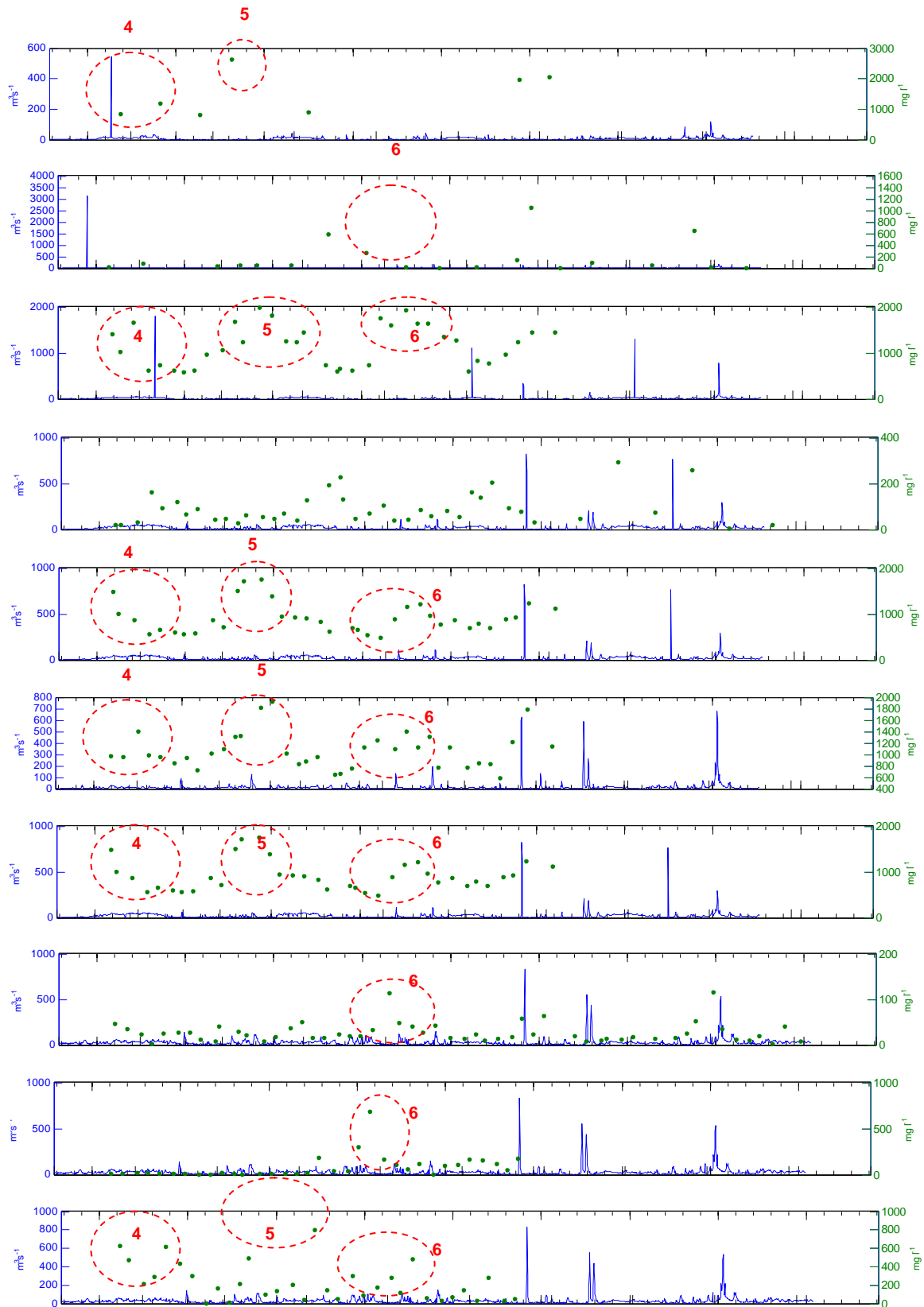


Figura G.2. De arriba abajo, SSC y Qd durante 2005-2009 en las estaciones 1-9 mencionadas en el capítulo 3.

Bibliografía

- Abaurrea, J., Asín, J., Cebrián, A.C., García-Vera, M.A. 2011. Trend analysis of water quality series based on regression models with correlated errors. *J. Hydrol.* 400, 341-352.
- Aguilar, C. 2008. Efectos de escala en procesos hidrológicos. Aplicación a la cuenca del río Guadalfeo (Granada). Tesis doctoral. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Univ. de Córdoba, pp. 239.
- Allen, G.P., Salomon, J.C., Bassoulet, P., du Penhoat, Y., de Grandor, C. 1980. Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sediment. Geol.* 26, 69-90.
- Álvarez, O., Tejedor, B., Vidal, J. 2001. Tidal dynamic in the Guadalquivir estuary: a peculiar case of anthropic resonance, *Earth Phys.*, 13, 11-24.
- Arhonditsis, G., Giourga, C., Loumou, A. 2000. Ecological patterns and comparative nutrient dynamics of natural and agricultural mediterranean-type ecosystems. *Environ. Manage.* 26 (5), 527-537.
- Arnold, J.G., Williams, J.R., Nicks, A.D., Sammons, N.B. 1990. SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A & M University Press, College Station, TX. USA.
- Arnold, J.G., Williams, J.R., Srinivasan, R., King, K.W., Griggs, R.H. 1994. SWAT: Soil and Water Assessment Tool User Manual. USDA Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Lab.
- Ayars, J., Gao, Y. 2007. Atmospheric nitrogen deposition to the Mullica River-Great Bay Estuary. *Mar. Environ. Res.* 64, 590-600.
- Baker, E. T. and Lavelle, J. W. 1984. The effect of particle size on the light attenuation coefficient of natural suspensions. *J. Geophys. Res.*, 89, 8197-8203.
- Batalla, R.J., Kondolf, G.M., Gómez, C.M. 2004. Reservoir induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain)". *Journal of Hydrology* 290, 117-136
- Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E.J. 1980. ANSWERS: A model for watershed planning. *Trans. Am. Soc. Agric. Engrs.* 23 (4), 938-944.
- Bechmann, M, Stålnacke, P., Kværnø, S., Eggestad, H.O., Øygarden, L. 2009. Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. *Sci. Total Environ.* 407, 749-759.

Bhat, A., Blomquist, W. 2004. Policy, politics, and water management in the Guadalquivir River Basin, Spain. *Water Resour. Res.* 40.

Boix-Fayos, C., Barberáa, G.G., López-Bermúdez, F., Castilloa, V.M. 2007. Effects of check dams, reforestation and land-use changes on river channel morphology: Case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain). *Geomorphology* 91(1-2), 103-123

Bouza-Deaño, R., Ternero-Rodríguez, M., Fernández-Espinosa, A.J. 2008. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). *J. Hydrol.*, 361, 227- 239.

Bramato, S., Contreras, E., Polo, M. J., Losada, M. A. 2010. An integrated database manager to forecast estuarine dynamics and water quality in the Guadalquivir river (Spain), *River Flow* 2010, 2, 1415-1420. ISBN:978-3-939230-00-7.

Buck, O., Niyogi, D.K., Townsend, C.R. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environ. Pollut.* 130, 287-299.

Bustamante, J., Pacios, F., Díaz-Delgado, R., Aragonés, D. 2009. Predictive models of turbidity and water depth in the Doñana marshes using Landsat TM and ETM+ images, *J. Environ Manage.*, 90, 2219-2225.

Candela, L., Wallis, K.J., Mateos, R.M. 2007. Non-point pollution of groundwater from agricultural activities in Mediterranean Spain: the Balearic Islands case study. *Environ. Geol.* 54 (3). 587-595.

Carrasco, J.M., Pistón, J.M., Berbel, J. 2010. Evolución de la productividad del agua en la Cuenca del Guadalquivir 1989-2005 *Economía Agraria y Recursos Naturales*. ISSN: 1578-0732. Vol. 10 (1), 57-67.

Cecchi, G., Munafò, M., Baiocco, F., Adreani, P., Mancini, L. 2007. Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. *Ann. Inst. Super Sanità.* 43(3), 295-301.

Chapra, S.C. 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill. Nueva York.

Cifuentes, L.A., Schemel, L.E., Siiarp, J. H. 1990. Qualitative and numerical analyses of the effects of river inflow variations on mixing diagrams. *Estuar., Coast. Shelf S.* 30 (4), 411-427.

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2011.

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. 2010. Documento Esquema de Temas importantes. Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalquivir. Disponible en www.chguadalquivir.es

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. 2010a. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalquivir. Borrador para consulta

pública. Memoria, 11 anexos, normativa e informe de sostenibilidad ambiental. Disponible en www.chguadalquivir.es

Confederación Hidrológica del Guadalquivir. 1995. Plan Hidrológico del Guadalquivir. 1994-1995.

Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía. 2002. Inventario de regadíos de Andalucía, 2002.

Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2010. Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía (MUCVA) 1956-1999-2003-2007, escala 1:25.000.

Contreras, E, Polo, M. J. 2011. Influence of reservoirs and land use changes on the river contribution: case study of the Guadalquivir estuary, *Geophys. Res. Abstr.*, 13, 12719

Contreras, E., Egüen, M., Nofuentes, M., Polo, M.J. 2009. Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo ZNS'09*. 377-384.

Contreras, E., Polo, M. J. 2010. Propuesta metodológica para diagnosticar y pronosticar las consecuencias de las actuaciones humanas en el estuario del Guadalquivir. Aportes desde la cuenca vertiente (in Spanish), technical report, Group of Fluvial Dyn. and Hydrol., Univ. of Córdoba, Córdoba, Spain.

Contreras, E., Polo, M. J. 2012. Measurement frequency and sampling spatial domains required to characterize turbidity and salinity events in the Guadalquivir estuary (Spain). *Nat. Hazard Earth Syst. Sci.*, 12, 2581-2589.

Cooper, A.B., C.M. Smith and M.J. Smith. 1995. Effects of riparian set-aside on soil characteristics in an agricultural landscape: Implications for nutrient transport and retention. *Agric. Ecosyst. Environ.* 55:61-67.

Dabrowski, J., Peall, S., Van, A., Reinecke, A., Day, J., Schulz, R. 2002. Predicting runoff-induced pesticide input in agricultural sub-catchment surface waters: linking catchment variables and contamination. *Water Res.* 36(20), 4975-4984.

Díez-Minguito, M., Baquerizo, A., Bramato, S., Ortega, M., Losada, M.A. 2010. Propuesta metodológica para diagnosticar y pronosticar las consecuencias de las actuaciones humanas en el estuario del Guadalquivir. Dinámica mareal (in Spanish), technical report, Group of Fluvial Dyn. and Hydrol., Univ. of Córdoba, Córdoba, Spain,

Díez-Minguito, M., Baquerizo, A., Ortega-Sánchez, M., Navarro, G., Losada, M.A. 2012a. Tide transformation in the Guadalquivir estuary (SW Spain) and process-based zonation. *Geophys. Res.*, Vol. 117, No. C3, C03019, 14pp, doi:10.1029/2011JC007344.

Díez-Minguito, M., Bramato, S., Contreras, E., Polo, M. J., and Losada, M. A. 2011. Distribución espacial de salinidad y turbidez en estuario del Guadalquivir, XI Jornadas Españolas de Costas y Puertos, Las Palmas de Gran Canaria, Spain.

Díez-Minguito, M., Contreras, E., Polo, M.J., Losada, M.A. 2012b. Spatio-temporal distribution, cross-sectional fluxes, and post-riverflood recovery of salinity in the Guadalquivir estuary (SW Spain). Submitted to *J. Geophys. Res.*

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial nº L 206 de 22/07/1992 P. 0007 – 0050. <http://europa.eu/>

Donigian, A.S., Imhoff, J.C., Davis, H.H. 1980. Users Manual for Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF). EPA-600/9 80-015, USEPA, Washington.

Dozier, J. and Frew, J. 1990. Rapid calculation of terrain parameters for radiation modeling from digital elevation data, *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 28, 963-969.

Durán Zuazo, V.H., Rodríguez Pleguezuelo, C.R., Martín Peinado, F.J., de Graaff, Francia Martínez, J.R., Flanagan, D.C. 2011. Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: Implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. *Catena* 84, 79-88.

Dyer, K. R. 1997. *Estuaries: A physical Introduction*. 2nd ed., John Wiley & Sons, Chichester, UK, 195 pp.

Dynamics of sediment discharge in relation to land-use and hydro-climatology in an humid tropical watershed in Costa Rica (ESTE A LO MEJOR LO REFERENCIAMOS)

Echavarri, B., Juanes, J.A., Puente, A., García-Castrillo, G., Morante, L. 2007. Seguimiento ambiental del saneamiento integral de la bahía de Santander: Alcance y primeros resultados. *Ingeniería del agua*, 14 (1), 37-46.

Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Maneux, E., Chabaux, G., Escalier, J.-M., Wennekes, H., Derriennic, H., Schmeltz, M., Quémener, L., Repecaud, M., Woerther, P., and Castaing, P. 2011. Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 831-840, doi:10.5194/hess-15-831-2011.

European Environment Agency. 2006. Priority issues in the Mediterranean environment. EEA Report, 4.

Fergus, T. 1997. Geomorphological response of a river regulated for hydropower: river Fortun, Norway. *Regulated Rivers: Re-search & Management*. 13, 449-461

- Fernández Alés, R., Martín, A., Ortega, F., Alés, E.E. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7(1), 3-18
- Festa, J.F., Hansen, D.V. 1978. Turbidity maximum in partially mixed estuaries: a two dimensional numerical model. *Estuar., Coast. Shelf S.* 7, 347-360.
- Fuentes, J.L. 1994. El suelo y los fertilizantes. Servicio de Extensión agraria. MAPA. Mundiprensa. Madrid.
- Fuentes, R., Umaña, L., Manquián N., Cristo, R. 2000. Proposición de un modelo matemático simple de persistencia de herbicidas en el suelo. *Pesq.Agropec.Bras.* 35 (12), ISSN 0100-204X. doi: 10.1590/S0100-204X2000001200001.
- Gaillardon P. 1997. Desorption of Diuron and Isoproturon from Undispersed Clay Loam Soil. *Pestic. Sci.* 51, 185-193.
- Galindo, P. 2006. Transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en olivar de no laboreo con bandas de cubierta vegetal. *Monografías 2007*. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Córdoba. ISBN: 978-84-690-4413-1.
- Gao, B., Walter, M.T., Steenhuis, T.S., Hogarth, W.L., Parlange, J.Y. 2004. Rainfall Induced Chemical Transport from Soil to Runoff: Theory and Experiments. *J. Hydrol.* 295, 291-304.
- García, M.I., Ibañez, R., Urtiaga, A.M., Ortíz, I. 2007. Desinfección electroquímica de agua residual procedente de un EDAR. *SMALLWAT'07*. 11-15 noviembre, 2007. Sevilla, España.
- Gascuel-Oudou, Ch, Arousseau, P., Marie-Odile Cordier, Durand, P., Garcia, F. , Veronique Masson, Jordy Salmon-Monviola, Florent Tortrat, Ronan Trepos. A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. *Environmental Modelling & Software* 24 (2009) 1433–1446.
- Gelfebaum, G. 1983. Suspended sediment response to semidiurnal and fortnightly variations in a mesotidal estuary, Columbia River, USA. *Marine Geology.* 52, 39-57.
- Georgios, D., Trisevgeni, Y., Vassilios, A. 2006. Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. *Environ. Model. Assess.* 11 (3), 219-233.
- Geyer, W., Woodruff, J., and Taraykovski, P. 2001. Sediment transport and trapping in the Hudson River Estuary, *Estuaries*, 24, 670-679.

Geyer, W., Signell, R., and Kineke, G. 1998. Lateral trapping of sediment in a partially mixed estuary, in: *Physics of Estuaries and Coastal Seas*, edited by: Dronkers, J. and Sheffers, A. A., Balkema, Rotterdam, 115-124.

González-Ortegón, E., Subida, M. D., Cuesta, J. A., Arias, A. M., Fernández-Delgado, C., and Drake, P. 2010. The impact of extreme turbidity events on the nursery function of a temperate European estuary with regulated freshwater inflow, *Estuar. Coast Shelf S.*, 87, 311-324.

Grabemann, I., Kappenberg, J., and Krause, G. 1995. Aperiodic variations of the turbidity maxima of two German coastal plain estuaries, *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 29, 217-227.

Grabemann, I., Uncles, R. J., Krause, G., and Stephens, J. A. 1997. Behaviour of Turbidity Maxima in the Tamar (U.K.) and Weser (F.R.G.) Estuaries. *Estuar. Coast Shelf S.*, 45, 235-246.

Guebert, M., Jouany, J. M., 2002. Value of the SIRIS method for the classification of a series of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. *Environ. Impact Assess.* 22, 377-391.

Hardisty, J. 2007. *Estuaries, Monitoring and modeling the physical system*, Blackwell, Singapore, 157 pp.

Herrero, J., Aguilar, C., Polo, M. J., Losada, M. A. 2007. Mapping of meteorological variables for runoff generation forecast in distributed hydrological modeling, *Hydraulic measurements and Experimental Methods*, New York, 606-611.

<http://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-82606>.

http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/mapwms/REDIAM_Ortofoto_Andalucia_1956?

http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/mapwms/REDIAM_Ortofoto_Andalucia_1956?

Huber, A., Bach, M., Frede, H.G. 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *Sci. Total Environ.* 223 (2-3), 177-191.

Humborg, C., Danielsson, A., Sjöberg, B., Green, M. 2003. Nutrient land-sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Estuar., Coast Shelf S.* 56, 781-793.

Hussein, I. Abdel-Shafy 1996. Fate of heavy metals via chemical-biological upgrading of sewage treatment plant. *Environmental Management and Health*, ISSN 0956-6163, Vol 7, 3. Pp 28-36.

- Infraeco, 2010. Comunicación personal. Datos incluidos en el estudio de las interacciones del sistema plaguicida-agua-sedimento en apoyo a la gestión de embalses para abastecimiento y elaboración de modelo matemático de análisis. Memoria técnica. Programa nacional de proyectos de desarrollo experimental. Plan nacional de investigación científica, desarrollo e innovación tecnológica, 2008-2011. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Johanson, D.C., Imhoff, R.C., Kittle, J.C., Jr., J.L., Donigian, A.S. 1984. Hydrological Simulation Program FORTRAN (Hg SPF): Users Manual for Release 8_0. Athens, GA: Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency.
- Jones, C.A., Cole, C.V., Sharpley, A.N., Williams, J.R. 1984. Asimplified soil and plant phosphorus model: I. Documentation. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 800-805.
- Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, 2004. Ortofotografía digital a color 2004.
- Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Ortofoto digital de Andalucía de 1956. Consulta realizada mediante servicio de mapas en web de la Junta de Andalucía, ruta para la visualización:
- Kahya, E., Kalayci, S. 2004. Trend analysis of streamflow in Turkey. J. Hydrol. 289, 128-144.
- Kendall, M. G. 1938. A new measure of rank correlation. *Biometrika*, 30, 81-93.
- Kendall, M. G. 1976. *Rank Correlation Methods*. 4th Ed. Charles Griffin, 210 pp.
- Knisel, W.G., 1980. CREAMS. A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. US Department of Agricultural Conservation Research Report, 26.
- Kondolf, G.M. 2011. Setting goals in river restoration: When and where can the river “heal itself”? Stream restoration in dynamic fluvial systems: Scientific approaches, analyses, and tools, AGU Geophysical Monograph Series 194, 29-43
- Kondolf, G.M., Piégay, H., Landon, N. 2002. Channel response to increased and decreased bedload supply from land use change: contrasts between two catchments *Geomorphology* 45, 35-51.
- Lassaletta, L., García-Gómez, H., Sánchez, B.S., Rovira, J.V. 2009. Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981-2005). *Sci. Total Environ.* 407, 6034-6043.
- Le Bris, H., Glemarec, M. 1996. Marine and brackish ecosystems of south Brittany (Lorient and Vilaine Bays) with particular reference to the effect of the turbidity maxima. *Estuar., Coast Mar. Sci.* 42, 737-753.

- LeBlanc, R.T., Brown, R.D., FitzGibbon, J.E. 1997. Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. *J. Environ. Manage.* 49, 445-469.
- Lebo, M.E., Sharp, J.H., Cifuentes, L.A. 1994. Contribution of River Phosphate Variations to Apparent Reactivity Estimated from Phosphate-Salinity Diagrams. *Estuar., Coast Shelf S.*, 39, 583-594.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A. 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. *Trans. Am. Soc. Agric. Engrs.* 30 (5), 1403-1428.
- Libiseller C. 2004. A program for the computational of multivariate and partial Mann-Kendall tests. (<http://www.mai.liu.se/~cllib/welcome/PMKtest.html>).
- Libiseller, C., Grimvall, A. 2002. Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13, 71-84.
- Ligon, F. K., Dietrich, W. E., Trush, W. J. 1995. Downstream ecological effects of dams. *Bioscience.* 45 (3), 183-192
- Loder T., Reichard, R. 1981. The dynamics of conservative mixing in estuaries. *Estuaries*, 4 (1), 64-69.
- López-González, N., Morales, J. A., Borrego, J., Carro, B. 2006. Variación estacional de las características texturales en los sedimentos intermareales del estuario de los ríos Tinto y Odiel (SO España) *Geogaceta*, 40, 291-294.
- López-López, J. A., García-Vargas, M., Moreno, C. 2011. A chemometric approach to the evaluation of atmospheric and fluvial pollutant inputs in aquatic systems: The Guadalquivir River estuary as a case study, *Environ. Pollut.* 159, 1136-1143.
- Maillard, P., Santos, N.A., 2008. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed-Brazil. *J. Environ. Manage.* 86, 158-170.
- Mann, H.B. 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13, 245-259.
- Manning, A.J., Langston, W.J., Jonas, P.J. 2010. A review of sediment dynamics in the Severn Estuary: Influence of flocculation. *Mar. Pollut. Bull.* 61, 37-51.
- Martínez, L. 1996. Estudio del comportamiento en el medio ambiente de los herbicidas empleados en el maíz. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Químicas. Madrid.
- Martínez, M.J., Farsaoui K., de Prado, R., Peña, F. 2003. Estudio comparativo de degradación de simazina para diferentes sistemas de manejo del suelo en el olivar. XI Simposium Científico-Técnico Expoliva 2003. Jaen, 14-16 de mayo de 2003.

- Mendiguchía, C., Moreno, C., and García-Vargas, M. 2007. Evaluation of natural anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients, *Chemosphere*, 69, 1509-1517.
- Metcalf y Eddy. 2000. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª edición. McGraw-Hill. Madrid.
- Milligan, T. G., Kineke, G. C., Blake, A. C., Alexander, C. R., and Hill, P. S. 2001. Flocculation and sedimentation in the ACE basin, South Carolina, *Estuaries*, 24, 5, 734-744.
- Milliman, J.D., Farnsworth, K.L., Jones, P.D., Xu, K.H., Smith, L.C. 2008. Climatic and anthropogenic factors affecting river discharge to the global ocean, 1951–2000. *Global and Planet. Change* 62. 187-194.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. 2008. Los Efectos de la Contaminación difusa en la cuenca del Guadalquivir. 236 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino., julio 2008. Evaluación Ambiental Estratégica (E.A.E) del Plan Hidrológico del Guadalquivir.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Mapa litoestratigráfico y de permeabilidad de España.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2007. Estudio general sobre la demarcación hidrológica del Guadalquivir. Ficha ECO 1. Análisis económico.
- Mitchel, G., 2005. Mapping hazard from urban non-point pollution: a screening model to support sustainable urban drainage planning. *J. Environ. Manage.* 74 (1), 1-9.
- Mitchell, S.B., West, J.R., Arundale, A.M.W., Guymer, I., Couperthwaite, J.S. 1998. Dynamics of the turbidity maxima in the upper Humber estuary system, U.K. *Mar. Pollut. Bull.* 37, 190-205.
- MMARM. CEDEX. 2004. Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos para incluir en una normativa de carácter estatal. 2004. Fuentes Alternativas de Recursos Hídricos: desalación y Reutilización. Sevilla.
- Munafò, M., Cecchi, G., Baiocco, F., Mancini L., 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *J. Environ. Manage.* 77, 93-98.

Navarro, G., Gutiérrez, F., and Díez-Minguito, M.: Temporal and spatial variability in the Guadalquivir estuary: a challenge for real time telemetry, *Ocean Dynam.*, 61, 753-765, 2011.

Nilsson, C., Berggren, K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation, *BioScience* 50, 783-792

Nofuentes, M., Polo, M.J. 2008. A first approach to the characterization of solute transfer from soil to runoff in transient shallow flows. *Geophys. Res. Letters.* 35, L17406, doi:10.1029/2008GL034578.

Ongley, E.D. 1996. Control of water pollution from agriculture. FAO irrigation and drainage paper 55.

Ortega, F., Parra, G., Guerrero, F. 2006. Usos de suelo en las cuencas hidrográficas de los humedales del alto Guadalquivir. Importancia de una adecuada gestión. *Limnetica*, 25 (3), 723-732.

Ortega, F., Parra, G., Guerrero, F. 2006. Usos del suelo en las cuencas hidrográficas de los humedales del Alto Guadalquivir: Importancia de una adecuada gestión. *Limnetica*, 25 (3), 723-732

Otto, S., Cardinali, A., Mrotta, E., Paradisi, C., Zanin, G. 2012. Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. *Chemosphere* 88, 113–119.

Ouyang, W., F. Hao, K. Song and X. Zhang. 2011. Cascade Dam-Induced Hydrological Disturbance and Environmental Impact in the Upper Stream of the Yellow River. *Water Resources Management.* 25(3), 913-927

Pérez, J.J. y Vallverdú, A.M., 1997. Reutilización de las aguas residuales de la ciudad de Almería en los regadíos del Bajo Andarax. Actas del I y II Seminario del agua. Almería, España pp. 265-287.

Pignatello J.J., Fernandino, F.J. y Huang, L.O. 1993. Elution of aged and freshly added herbicides from a soil. *Env. Sci. Technology.* 27, 1563-1571.

Prakash, B., Lawrence, D., Teeter, K., Flynn, B., Graeme, L. 1999. Relationships between landscape characteristics and nonpoint pollution inputs to coastal estuaries. *Environ. Manage.* 77, 93-98.

Pritchard, D. W. 1952. Estuarine hydrography, *Adv. Geophys.*, 1, 243-280.

Ranzi, R., Le, T.H., Rulli, M.C. 2012. A RUSLE approach to model suspended sediment load in the Lo river (Vietnam): Effects of reservoirs and land use changes. *J. Hydrol.*, 422-423, 17-29.

- Rao, V.P., Shynu, R., Kessarkar, P.M., Sundar, D., Michael, G.S., Narvekar, T., Blossom, V., Mehra, P. 2011. Suspended sediment dynamics on a seasonal scale in the Mandovi and Zuari estuaries, central west coast of India. *Estuar., Coast Shelf S.* 91, 78-86.
- Rekolainen, V., Gouy, V., Frankaviglia, R., Eklo, O., Bärlund, I. 2000. Simulation of soil water, bromide and pesticide behaviour in soil with the GLEAMS model. *Agr. Water Manage.* 44 (1-3), 201-224.
- Rollo, N., Robin, M. 2010. Relevance of watershed modelling to assess the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities. *Estuar. Coast Shelf S.* 86, 518-525.
- Romano, E., Petrangeli, A.B., Preziosi, E. 2011. Spatial and Time Analysis of Rainfall in the Tiber River Basin (Central Italy) in relation to Discharge Measurements (1920-2010). *Procedia Environ. Sci.* 7, 258-263.
- Rusjan, S., Brilly M., Mikoš, M., 2008. Flushing of nitrate from a forested watershed: an insight into hydrological nitrate mobilization mechanisms through seasonal high frequency stream nitrate dynamics. *J. Hydrol.* 354, 187-202.
- Sanford, L., Suttles, S., and Halka, J.: Reconsidering the Physics of the Chesapeake Bay Estuarine Turbidity Maximum, *Estuaries*, 24, 655-669, 2001.
- Scholefield, D., Lord, E.I., Rodda, H.J.E., Webb, B., 1996. Estimating peak nitrate concentrations from annual nitrate loads. *J. Hydrol.* 186, 355-373.
- Schumm, S.A. 2005. *River Variability And Complexity*. Cambridge University Press. ISBN: 978-0-521-84671-4
- Scudlarka, J., Jennings, J., Roadman, M., Savidge, K., Ullman, W. 2005. Atmospheric nitrogen inputs to the Delaware Inland Bays: the role of ammonia. *Environ pollut.* 135, 433-443.
- Seoánez, M. 1977. La contaminación agraria. *Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Shen, Z.-y., Hong, Q., Yu, H., Niu, J.-f. 2010. Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types. *Science of the Total Environment*, 408 (8), 1971-1978
- Shi, Z. 2002. Dynamics of the turbidity maximum in the Changjiang Estuary, China, *Proceed. Marine Sci.*, 5, 655-669.
- Siber, R., Stamm, Ch., Reichert, P. 2009. Modeling potential herbicide loss to surface waters on the Swiss plateau. *Journal of Environmental Management*, 91, 290-302.

Stålnacke, P., Grimvall, A., Libiseller, C., Laznik, M., Kokorite, I. 2003. Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *J. Hydrol.* 283, 184-205.

Tong, S.T.Y., Chen, W., 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *J. Environ. Manage.* 66, 377-393.

Torno, C., 1975. A model for assessing impact of stormwater runoff and combined sewer overflows and evaluating pollution abatement alternatives. *Water Res.* 9 (9), 813-815.

Ulrich, U., Dietrich, A., Fohrer, N. 2013. Herbicide transport via surface runoff during intermittent artificial rainfall: A laboratory plot scale study. *Catena*, 101, 38-49.

Uncles, R. J., Stephens, J. A., and Law, D. J. 2006. Turbidity maximum in the macrotidal, highly turbid Humber Estuary, UK: Flocs, fluid mud, stationary suspensions and tidal bores, *Estuar. Coast Shelf S.*, 67, 30-52.

Uncles, R.J., Stephens, J.A. 1989. Distribution of suspended at high water in a macrotidal estuary. *J. Geophys Res.* 94, 14395-14405.

Unión Europea. Directiva 2008/105/CE de sustancias prioritarias. *Diario Oficial de la Unión Europea*, núm. 348 de 24 de diciembre de 2008, páginas 84 a 97, 14 pp.

Wauchope, R. D., Leonard R. A. 1980. Maximum pesticide concentrations in agricultural runoff: a semiempirical prediction formula. *J. Environ. Qual.* 9, 665-672.

Wei, B., Yang, L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.* 94 (2010) 99-107.

Whitall, D., Hendrickson, B., Paerl, H. 2003. Importance of atmospherically deposited nitrogen to the annual nitrogen budget of the Neuse River estuary, North Carolina. *Environ. Int.*, 29, 393-399.

www.agroinformacion.com

www.chguadalquivir.es

www.europa.eu

Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D., Anderson, W.P., 1989. AGNPS: A non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil. Water Conserv.* 44 (2), 168-173.

Z.F. Yang, Y. Yan, Q. Liu. 2012. The relationship of Streamflow-Precipitation-Temperature in the Yellow River Basin of China during 1961-2000. *Procedia Environ.Sci.* 8, 2362- 2345.

Zhen-yao Shen, Qian Hong, Hong Yu, Jun-feng Niu. 2010. Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types. *Sci. Total Environ.* 408, 1971–1978