



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y Montes

Departamento de Agronomía

TESIS DOCTORAL

*Contaminación difusa originada por la actividad agrícola de riego,
a la escala de la cuenca hidrográfica*

António Francisco Canatário Duarte

Directores: Dr. Elías Fereres Castiel

Dr. Luciano Mateos Iñiguez



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y Montes

Departamento de Agronomía

TESIS DOCTORAL

***Contaminación difusa originada por la actividad agrícola de riego,
a la escala de la cuenca hidrográfica***

Memoria presentada por

António Francisco Canatário Duarte

en satisfacción de los requisitos necesarios

para optar al grado de doctor

Directores: Dr. Elías Fereres Castiel

Dr. Luciano Mateos Iñiguez



CÓRDOBA
2006

INDÍCE GENERAL

RESUMEN

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABLAS

LISTA DE SIMBOLOS

LISTA DE ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

LISTA DE ANEXOS

Pág.

1. INTRODUCCIÓN	2
<i>1.1. Consideraciones generales</i>	2
<i>1.2. Objetivos</i>	3
<i>1.3. Organización del documento</i>	4
2. BASES TEÓRICAS DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA ORIGINADA POR LA ACTIVIDAD	
<u>AGRÍCOLA</u>	6
<i>2.1. Problemática de la contaminación difusa originada por la actividad agrícola</i>	6
<i>2.1.1. La situación particular de las zonas regables</i>	9
<i>2.2. Contaminantes derivados de las zonas agrícolas</i>	10
<i>2.2.1. Nitrógeno</i>	10
<i>2.2.2. Fósforo</i>	12
<i>2.2.3. Pesticidas</i>	14
<i>2.2.4. Sedimentos</i>	14
<i>2.2.5. Sales</i>	17
<i>2.3. La contaminación del agua en la Directiva Marco del Agua</i>	20
<i>2.4. Modelación del proceso de la contaminación difusa</i>	22
3. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA DE ESTUDIO Y MATERIALES Y MÉTODOS DE CAMPO	26
<i>3.1. Localización y caracterización del área de estudio</i>	26
<i>3.1.1. Localización de la cuenca de estudio</i>	26
<i>3.1.2. Caracterización de la Zona Regable de la Campiña de Idanha</i>	28

3.1.3. Caracterización fluvio-morfológica	30
3.1.3.1. Topografía	30
3.1.3.2. Red de drenaje natural	31
3.1.4. Suelos	33
3.1.5. Clima	34
3.1.6. Cultivos practicados	36
3.1.7. Sistemas de riego	40
3.2. Metodologías y técnicas experimentales	41
3.2.1. Reconocimiento y caracterización de los suelos	41
3.2.2. Instalación de un aforador para control de los caudales	42
3.2.3. Estación hidrológica y evaluación de los caudales	43
3.2.4. Recolección y análisis de muestras de agua	48
3.2.5. Evaluación de los sistemas de riego de la cuenca	52
3.3. Resumen y consideraciones	55
4. COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA	58
4.1. Algunos conceptos en hidrología de cuencas	58
4.2. Relación entre el riego y la escorrentía en la cuenca	60
4.2.1. Comportamiento hidrológico durante la estación de riego	64
4.3. Relación entre la lluvia y la escorrentía	70
4.3.1. Comportamiento hidrológico durante la estación de lluvias	78
4.4. Conclusiones	81
5. CALIDAD DE LOS FLUJOS DE RETORNO	84
5.1. Introducción	84
5.2. Consideraciones sobre el muestreo del agua	85
5.3. Comparación con la concentración de solutos en el agua del canal de distribución del riego	87
5.3.1. Conductividad eléctrica	87
5.3.2. Nitrógeno nítrico	88
5.3.3. Nitrógeno amoniacal	90
5.4. Carga de solutos y de sedimentos durante la estación de riego	91
5.4.1. Carga de nitrógeno	91
5.4.2. Carga de sólidos suspendidos	94
5.4.3. Carga de sólidos disueltos	95
5.5. Carga de solutos y de sedimentos durante la estación de lluvias	97
5.5.1. Carga de nitrógeno	97
5.5.2. Carga de sólidos suspendidos	99
5.5.3. Carga de sólidos disueltos	102
5.6. Relación entre caudal y concentración de contaminantes	103
5.6.1. Relación entre caudal y concentración de contaminantes fuera de las crecidas	104
5.6.2. Relación entre caudal y concentración de contaminantes durante las crecidas	107
5.7. Relación con el marco legal vigente	110
5.8. Conclusiones	117

6. SELECCIÓN, CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE UN MODELO DE CONTAMINACIÓN DIFUSA	120
6.1. Conceptualización teórica de un modelo ideal	120
6.2. Selección de un modelo de contaminación difusa	120
6.3. El modelo AnnAGNPS y su evolución	122
6.3.1. Procesos simulados y aproximaciones usadas	125
6.3.1.1. Topografía	125
6.3.1.2. Clima	126
6.3.1.3. Escorrentía	127
6.3.1.4. Riego	134
6.3.1.5. Características hidráulicas de los cauces de escorrentía y su hidrología	134
6.3.1.6. Sedimentos	136
6.3.1.7. Transporte de nutrientes y pesticidas	142
6.3.2. Datos de entrada necesarios para el funcionamiento	143
6.4. Aplicación del modelo AnnAGNPS a la cuenca de estudio	145
6.4.1. Configuración hidrológica de la cuenca	145
6.4.1.1. Aplicación del módulo FlowNet Generator del AnnAGNPS	145
6.4.1.2. Influencia de la resolución vertical del Modelo Digital del Terreno	148
6.4.2. Determinación de los parámetros del modelo	151
6.4.2.1. Caracterización del régimen de lluvia de la cuenca	151
6.4.2.2. Parámetros del suelo	154
6.4.2.3. Cultivos y operaciones agrícolas	160
6.4.2.4. Levantamiento de la red de drenaje estable	161
6.4.3. Edición de los datos de entrada del modelo	162
6.4.4. Comparación entre resultados observados y simulados por el modelo AnnAGNPS	163
6.4.4.1. Escorrentía	163
6.4.4.2. Sedimentos	165
6.4.4.3. Nitrógeno	168
6.4.5. Distribución espacial de la escorrentía y contaminantes en la cuenca	170
6.4.5.1. Escorrentía	171
6.4.5.2. Sedimentos	172
6.4.5.3. Nitrógeno	173
6.6. Conclusiones	174
7. CONCLUSIONES FINALES Y PERSPECTIVAS DE DESARROLLO FUTURO	177
7.1. Conclusiones finales	177
7.2. Perspectivas de desarrollo futuro	179
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	181

ANEXOS

RESUMEN

La creciente preocupación por los problemas ambientales originados por la actividad agrícola, particularmente la contaminación del agua, motiva a repensar la gestión de los sistemas y a definir códigos de buenas prácticas agrícolas. Además de la importancia de la monitorización y control de los medios acuáticos que reciben los contaminantes, los modelos de simulación se plantean como herramientas útiles para la previsión de impactos. Este estudio se propone estudiar la contaminación difusa del agua superficial originada por la actividad agrícola de riego, a la escala de la cuenca hidrográfica, en lo que respecta al nitrógeno, sales y sedimentos. La cuenca seleccionada para este estudio (189 ha) se sitúa en la *Zona Regable de la Campiña de Idanha* (Portugal), y tiene como cultivos principales de riego el tabaco, el maíz y el sorgo, y como cultivo principal de secano, la avena. La comprensión del comportamiento hidrológico de la cuenca es fundamental para entender la dinámica de los contaminantes. El comportamiento hidrológico de la cuenca en la estación de riego es muy sensible a las prácticas de riego, a la frecuencia y las dotaciones usadas. Durante la estación de lluvias, el modelo *hortoniano* domina el comportamiento de la escorrentía, y el contenido de humedad del suelo es decisivo en la magnitud de esta escorrentía en los eventos de máxima precipitación. El agua derivada para la cuenca de estudio en la campaña de riego es de muy buena calidad en lo relativo a las variables estudiadas, no constatándose una degradación significativa de su calidad al circular por este recinto hidrológico. Durante la estación de lluvias, la calidad del agua que es drenada de la cuenca depende de la conjugación de eventos de precipitación intensos con la disponibilidad en el suelo de los contaminantes estudiados. Prácticamente no se encuentra relación entre el caudal y la concentración de contaminantes, ni en la estación de riego ni en la de lluvias, exceptuando las situaciones de punta en que el grado de correlación depende de las condiciones vigentes en la cuenca. La dependencia de la carga contaminante diaria del volumen de escorrentía, otra forma de analizar la dinámica de los contaminantes, se muestra fuertemente influenciada por la solubilidad de los contaminantes en el agua. Ante una multiplicidad de modelos hidrológicos que simulan la contaminación difusa, hemos seleccionado el modelo *AnnAGNPS* para aplicarlo a la cuenca de estudio. Con vistas a la utilización del modelo *AnnAGNPS*, hemos concluido que un modelo digital de elevación del terreno con resolución vertical de 1 m es suficiente para contemplar la topografía de la cuenca, y para definir la red de drenaje existente, mientras que la resolución de 5 m es insuficiente. La suficiente proximidad de los datos de escorrentía observados en la estación hidrológica y de los datos simulados por el modelo *AnnAGNPS* apunta que este modelo puede ser una buena herramienta de predicción de la hidrología de la cuenca de estudio. Sin embargo, esta proximidad no se produjo en lo relativo a los sedimentos y nitrógeno, siendo probable que un esquema experimental de registro continuo de aquellos contaminantes permita la obtención de una mejor relación entre datos observados y simulados. De la forma de distribución espacial de la escorrentía se deduce que la topografía del terreno y la cobertura del suelo son los factores que más influyen el volumen de escorrentía por unidad de área y de tiempo. La producción y arrastre medio de nitrógeno en la cuenca se muestran dependientes de la distribución espacial de la escorrentía, mientras que la producción media de sedimentos no está tan claramente relacionada con la escorrentía, dado que solamente una parte del volumen de escorrentía tendrá energía suficiente para arrancar y arrastrar los sedimentos.

PALABRAS CLAVE: agricultura de riego, contaminación difusa, cuenca hidrográfica, modelos de simulación, recursos hídricos superficiales, hidrología.

ABSTRACT

The increasing concerns about the environmental problems caused by agricultural activities, namely water pollution, have led to rethink the management of the agricultural systems and to establish good agricultural management practices. In addition to the importance of monitoring and controlling the water flows, simulation models may play an important role on the prevention of potential impacts. The goal of this study is to investigate the non-point pollution (related to nitrogen, salts and sediments) of the surface water generated in an agricultural watershed. The watershed chosen for this study (189 ha) is located in the *Idanha Irrigation Project* (Portugal). The irrigated crops more representative are tobacco, corn and sorghum; oats is the most representative rain fed, winter crop. Understanding the hydrological behavior of the watershed is essential to understand the dynamics of the pollutants in the watershed. The hydrological behavior during the irrigation period is very sensitive to the irrigation practices, namely the amount of water applied and the frequency of the applications. During the rain season, the surface runoff follows a *hortonian* pattern and soil water content determines the magnitude of the runoff flow. The irrigation water showed good quality that was not degraded significantly in its pass throughout the watershed. In the rain season, the water quality depended on the rain intensity and the availability of pollutants in the soil. There was not relationship between the flow rate and the pollutants concentration, neither in the irrigation period nor in the rain season, except during intense rainfall events. In these cases, the relationship varied with the ground cover and other conditions in the watershed. The pollutants daily load in the runoff water, another way of looking at the pollutants dynamic, was strongly influenced by the pollutant solubility in water. The model *AnnAGNPS* was chosen to simulate the non-point agricultural pollution in the study watershed after examining an ample number of models. After applying *AnnAGNPS* to the study watershed, we concluded that vertical resolution of 1 m in the digital elevation model is sufficient to represent the watershed topography and to define the drainage network. Resolution of 5 m was insufficient. The similarity of the runoff measured and simulated suggested that this model may be a good tool for predicting runoff in the study watershed. However, simulated nitrogen and sediment runoff departed significantly from the respective observed values. Continuous recording of the measured variables will allow more reliable comparisons between observed and simulated values. The simulated spatial distribution of the runoff simulated in the watershed is determined mainly by the topography and the soil cover. The simulated spatial distribution of the nitrogen yield is determined by the runoff distribution. The relation between the simulated spatial distribution of water runoff and sediment yield is not so clear, probably due to the fact that only a fraction of the total runoff has enough energy to detach and transport sediments.

KEY WORDS: irrigation agriculture, non-point source pollution, watershed, simulation models, superficial water, hydrology.

INDÍCE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 2.1 – La calidad del suelo afectando la calidad del agua (adaptado de <i>NRC</i> , 1993)	7
Figura 2.2 – Carga contaminante de origen difusa en Portugal relativa al nitrógeno (adaptado de <i>INAG</i> , 2002)	12
Figura 2.3 – Carga contaminante de origen difusa en Portugal relativa al fósforo (adaptado de <i>INAG</i> , 2002)	13
Figura 2.4 – Índice de pérdida de suelo para Portugal integrando el <i>índice de erosividad</i> de la precipitación, <i>erodibilidad de los suelos</i> , cubierta vegetal y pendientes (adaptado de <i>INAG</i> , 2002)	17
Figura 2.5 – Dinámica de las sales en el suelo	18
Figura 2.6 – Balance de agua y sales en la zona de las raíces de los cultivos (Aragués y Cerdá, 1998)	19
Figura 2.7 – Modelo conceptual de la hidrología de una cuenca, con la indicación de los procesos de contaminación difusa de los recursos hídricos (adaptado de Thornton <i>et al.</i> , 1999)	23
Figura 3.1 - Localización de la cuenca de estudio	27
Figura 3.2 – Localización de la cuenca de estudio, cerca del <i>Parque Natural del Tajo Internacional</i>	27
Figura 3.3 – Tramo de un canal conductor del agua, con una estructura hidráulica de control de los caudales	28
Figura 3.4 – Distribución de los cultivos de riego en la <i>Zona Regable de la Campiña de Idanha</i> en las campañas de riego de 2004 y 2005 (<i>ARBI</i> , 2004; <i>ARBI</i> , 2005)	29
Figura 3.5 – Usos del suelo en la <i>Zona Regable de la Campiña de Idanha</i> en los años agrícolas 2003/2004 y 2004/2005 (<i>ARBI</i> , 2004; <i>ARBI</i> , 2005)	30
Figura 3.6 - Topografía general de la cuenca de estudio y panorámica <i>3D</i> (cotas aumentadas 3×) desde aguas abajo (a) y desde aguas arriba (b)	31
Figura 3.7 - Pendientes de las laderas de la cuenca de estudio	31
Figura 3.8 - Red de drenaje natural estabilizada y no estabilizada, y localización de dos pequeñas balsas de agua (áreas a rojo) en la cuenca de estudio	32
Figura 3.9 - Aspecto de la vegetación ribereña existente en el cauce principal, cerca de la sección de control	33
Figura 3.10 - Categorías de suelos en la cuenca de estudio (nomenclatura de la <i>FAO</i>)	34
Figura 3.11 – Gráfica de temperatura y precipitación medias mensuales relativas a la estación meteorológica de Castelo Branco, para la serie de años 1961/1986 (Instituto de Meteorología, datos no publicados)	36
Figura 3.12 – Distribución de los cultivos de riego en la cuenca de estudio en las campañas de riego 2004 y 2005	37
Figura 3.13 – Usos del suelo en la cuenca de estudio en los años agrícolas 2003/2004 y 2004/2005	37
Figura 3.14 - Usos del suelo en la cuenca de estudio en el año agrícola 2003/2004	38
Figura 3.15 – Usos del suelo en la cuenca de estudio en el año agrícola 2004/2005	38
Figura 3.16 – Usos del suelo en la cuenca de estudio en el año agrícola 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	39
Figura 3.17 – Aspecto del uso del suelo con robles y alcornoques dispersos, con una cubierta del suelo bastante eficiente (a), y aspecto del cultivo del tabaco iniciando la floración (b)	39
Figura 3.18 – <i>Pívot</i> equipado con difusores suspendidos regando maíz (a), y sistema de riego por aspersión con disposición en triángulo, regando sorgo (b)	40
Figura 3.19 – Plano de como se hizo el levantamiento topográfico de la zona de instalación del aforador	42
Figura 3.20 – Tramo del cauce principal donde se construyó el asentamiento de hormigón para el aforador ..	43

Figura 3.21 – Aspecto de la colocación de hormigón en la aproximación y salida del aforador	43
Figura 3.22 – Dimensiones de la sonda de ultra-sonidos usada en la estación hidrológica	44
Figura 3.23 – Aspecto de la caja de protección de la sonda montada al centro de la sección de control del aforador	45
Figura 3.24 – El <i>datalogger Testo 175-S1</i> : aspecto general y conectado a las baterías y a la sonda de ultra-sonidos	45
Figura 3.25 – Aspecto de la ventana con los datos almacenados tras la medición con la sonda de ultra-sonidos	47
Figura 3.26 – Estación hidrológica registrando la escorrentía de retorno del riego (a), y la escorrentía resultante de la precipitación (b)	47
Figura 3.27 – Ajustamiento exponencial de la curva de descarga del aforador	48
Figura 3.28 – Medición de la conductividad eléctrica del agua con el conductímetro <i>inoLab Cond Level 1</i> , y aspecto del teclado y <i>display</i> de este instrumento	49
Figura 3.29 – Destilador usado en la determinación del nitrógeno y titulación del destilado con un dosificador digital de precisión	51
Figura 3.30 –Esquema de cómo se dispusieron los vasos pluviométricos para la evaluación de los <i>pivots</i> (Junta de Andalucía, 2001)	53
Figura 4.1 – Características de un hidrograma tipo	59
Figura 4.2 – Posición de los <i>pivots</i> en la cuenca de estudio (● - regando; ● - no regando), a las 10:30 horas del día 20/08/2004	61
Figura 4.3 – Aumento de la escorrentía provocado por la posición de los <i>pivots</i> 1 y 2 (○) aguas arriba en la cuenca de estudio, en el día 20/08/2004	61
Figura 4.4 – Aspecto de las pozas hechas en el cultivo de tabaco y un de los tipos de equipo agrícola para hacerlas	62
Figura 4.5 – Posición de los <i>pivots</i> en la cuenca de estudio (● - regando; ● - no regando), a las 11:50 horas del día 26/08/2004	63
Figura 4.6 – Aumento de la escorrentía provocado por la posición de los <i>pivots</i> 2 (○) y, 1 y 4 (○) aguas arriba de la cuenca de estudio, en el día 26/08/2004	63
Figura 4.7 – Sectores críticos de los <i>pivots</i> (a, b, c, d, e) para generaren escorrentía superficial	64
Figura 4.8 - Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función del <i>input</i> de agua de riego a lo largo de la campaña de 2004	65
Figura 4.9 - Evolución del volumen de agua de riego y de escorrentía acumulados en la cuenca de estudio, a lo largo de la campaña de riego de 2004	67
Figura 4.10 - Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función del <i>input</i> de agua de riego a lo largo de la campaña de 2005	69
Figura 4.11 - Evolución del volumen de agua de riego y de escorrentía acumulados en la cuenca de estudio, a lo largo de la campaña de riego de 2005	70
Figura 4.12 – Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona en el año hidrológico de 2004/2005	71
Figura 4.13 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 30/11/2004 y 02/12/2004	72
Figura 4.14 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 18/10/2004 y 21/10/2004	74
Figura 4.15 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 26/10/2004 y 28/10/2004	75

Figura 4.16 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 01/04/2005 y 04/04/2005	76
Figura 4.17 – Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona en el año hidrológico 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	77
Figura 4.18 - Evolución del volumen de precipitación y de escorrentía acumulados a lo largo del año hidrológico 2004/2005	78
Figura 4.19 - Evolución del volumen de precipitación y de escorrentía acumulados a lo largo del año hidrológico 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	80
Figura 5.1 – Comparación de la conductividad eléctrica entre el agua del canal de distribución y el agua del cauce, durante las campañas de riego de 2004 y 2005	87
Figura 5.2 – Comparación de la concentración de nitratos+nitritos entre el agua del canal de distribución y el agua del cauce, durante las campañas de riego de 2004 y 2005	89
Figura 5.3 – Comparación de la concentración de nitrógeno amoniacal entre el agua del canal de distribución y el agua del cauce, durante las campañas de riego de 2004 y 2005	90
Figura 5.4 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria del nitrógeno y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las campañas de riego de 2004 y 2005	92
Figura 5.5 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos suspendidos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las campañas de riego de 2004 y 2005	94
Figura 5.6 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos disueltos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las campañas de riego de 2004 y 2005	96
Figura 5.7 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria del nitrógeno y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	98
Figura 5.8 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos suspendidos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	100
Figura 5.9 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos disueltos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	102
Figura 5.10 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno amoniacal en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 ..	104
Figura 5.11 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno nítrico en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006	105
Figura 5.12 – Relación entre caudal y concentración de sólidos suspendidos totales en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 ..	106
Figura 5.13 – Relación entre caudal y concentración de sólidos disueltos totales en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 ..	106
Figura 5.14 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno amoniacal en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006)	108
Figura 5.15 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno nítrico en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006)	108

Figura 5.16 – Relación entre caudal y concentración de sólidos suspendidos totales en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006)	109
Figura 5.17 – Relación entre caudal y concentración de sólidos disueltos totales en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006)	110
Figura 5.18 – Comparación de la conductividad eléctrica en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	112
Figura 5.19 – Comparación de la concentración de nitratos+nitritos en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	113
Figura 5.20 – Comparación de la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	114
Figura 5.21 – Comparación de la concentración de sólidos suspendidos totales en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005)	116
Figura 6.1 – Aspecto de la interfaz <i>ArcView</i> del modelo <i>AnnAGNPS</i>	124
Figura 6.2 – Aspecto y menús de la interfaz gráfica <i>VbFloNet</i> de <i>AnnAGNPS</i> , mostrando la red de cauces estables generada por el módulo <i>FlowNet Generator</i> para la cuenca de estudio, con las respectivas sub-cuencas	126
Figura 6.3 – Tipos de escorrentía superficial que pueden ocurrir en una subcuenca, generados por el programa <i>TopAGNPS</i>	128
Figura 6.4 - Vectores de la escorrentía en cada <i>raster</i> del <i>DEM</i> en el entorno del programa <i>VbFloNet</i> , calculados por el programa <i>TopAGNPS</i> en cada celda de una subcuenca	129
Figura 6.5 – Esquematación de las variables que intervienen en la <i>fórmula de Hooghoudt</i> (Smedema y Rycroft, 1983)	134
Figura 6.6 – Forma trapecial de los cauces dentro de las celdas y las variables de su caracterización	135
Figura 6.7 – Forma rectangular de los cauces dentro de la cuenca y las variables de su caracterización	135
Figura 6.8 – Localización de dos puntos en una celda en que ocurre producción de sedimentos S_{y1} y S_{y2} , según la ecuación <i>HUSLE</i>	141
Figura 6.9 – Aspecto de la interfaz de introducción de los datos en el modelo <i>AnnAGNPS</i> (<i>Input Editor</i>), relativa a los suelos	143
Figura 6.10 - Secuencia de la ejecución de los programas del módulo <i>FlowNet Generator</i>	145
Figura 6.11 – Forma esquemática como el módulo <i>FlowNet Generator</i> divide una cuenca en subcuencas y celdas	146
Figura 6.12 – Forma como el módulo <i>FlowNet Generator</i> divide una cuenca en subcuencas y celdas, aplicada a la cuenca de estudio	146
Figura 6.13 - Red de drenaje estable observada y simulada por el módulo <i>FlowNet Generator</i> , para valores de $CSA=3.0$ ha y $MSCL=80.0$ m, teniendo como base un <i>DEM</i> con resolución de 1 m	149
Figura 6.14 - Red de drenaje estable observada y simulada por el módulo <i>FlowNet Generator</i> , para valores de $CSA=3.0$ ha y $MSCL=80.0$ m, teniendo como base un <i>DEM</i> con resolución de 5 m	149

Figura 6.15 – División de la cuenca de estudio en subcuencas operada por el módulo <i>FlowNet Generator</i> , para los <i>DEM</i> con resolución de 1 m (a) y 5 m (b)	150
Figura 6.16 – Distribución anual del <i>índice de erosividad</i> de la lluvia acumulado y adimensional, para la serie de años 1992-2004	152
Figura 6.17 – Patrones de distribución de la lluvia en 24 horas, válidos para los EE.UU. (<i>IA, I, II, III</i>) y para la zona de estudio (<i>IDANHA</i>)	154
Figura 6.18 – Categorías de suelos existentes en la cuenca de estudio (nomenclatura de la <i>FAO</i>) y localización de los sitios de toma de muestras que han servido para su caracterización, con vista al <i>Editor</i> de datos del modelo <i>AnnAGNPS</i>	155
Figura 6.19 – Trazado de la red de drenaje estable de la cuenca de estudio	161
Figura 6.20 – Localización de las estaciones meteorológicas de <i>RIBEIRO DE FREIXO, COUTO DA VÁRZEA</i> y <i>LADOEIRO</i> , en la comarca de Idanha-a-Nova	163
Figura 6.21 - Comparación entre la producción mensual de escorrentía observada y simulada, no acumulada y acumulada, en la cuenca de estudio	164
Figura 6.22 - Comparación entre la producción diaria de escorrentía observada y simulada en la cuenca de estudio, por períodos cortos incluidos en las estaciones de lluvia y riego	165
Figura 6.23 - Comparación entre la producción mensual de sedimentos observada y simulada, no acumulada y acumulada, en la cuenca de estudio	167
Figura 6.24 - Comparación entre la producción diaria de sedimentos observada y simulada en la cuenca de estudio, por períodos cortos incluidos en las estaciones de lluvia	167
Figura 6.25 - Comparación entre la producción mensual de nitrógeno observada y simulada, no acumulada y acumulada, en la cuenca de estudio	169
Figura 6.26 - Comparación entre la producción diaria de nitrógeno observada y simulada en la cuenca de estudio, por períodos cortos incluidos en las estaciones de lluvia y de riego	170
Figura 6.27 – Distribución espacial de la producción media de escorrentía en las celdas de la cuenca de estudio	171
Figura 6.28 – Distribución espacial de la producción media de sedimentos en las celdas de la cuenca de estudio	172
Figura 6.29 – Distribución espacial de la producción media de nitrógeno en las celdas de la cuenca de estudio	173

INDÍCE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 3.1 – Valores de temperatura y precipitación relativos a la estación meteorológica de Castelo Branco, para la serie de años 1961/1986 (Instituto de Meteorología, datos no publicados)	35
Tabla 3.2 – Valores de evaporación, humedad relativa del aire, nubosidad (1951-1980), nieve, tormenta (1951-1980) y helada, relativos a la estación meteorológica de Castelo Branco, para la serie de años 1961/1986 (Instituto de Meteorología, datos no publicados)	35
Tabla 3.3 – Algunas características resultantes de la evaluación de los <i>pivots</i> existentes en la cuenca de estudio	55
Tabla 4.1 – Comparación del <i>rendimiento hídrico</i> mensual y global, entre los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006	80
Tabla 5.1 – Estadística relativa a la concentración de contaminantes de muestras de agua recogidas en momentos diferentes del mismo día, en la campaña de riego de 2004	86
Tabla 5.2 – Estadística relativa a la concentración de contaminantes de muestras de agua recogidas en momentos diferentes del mismo día, en la estación de lluvias 2005/2006	86
Tabla 5.3 – Relación entre la reducción del área de riego y consecuente alteración de las pérdidas de nitrógeno, entre las campañas de riego de 2004 y 2005	93
Tabla 5.4 – Relación entre la reducción del área de riego y consecuente alteración de las pérdidas de sólidos suspendidos totales, entre las campañas de riego de 2004 y 2005	95
Tabla 5.5 – Relación entre la reducción del área de riego y consecuente alteración de las pérdidas de sólidos disueltos totales, entre las campañas de riego de 2004 y 2005	97
Tabla 5.6 – Relación entre la escorrentía generada en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre), y consecuente alteración de las pérdidas de nitrógeno	99
Tabla 5.7 – Relación entre la escorrentía generada en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre), y la consecuente pérdida de sólidos suspendidos totales	101
Tabla 5.8 – Relación entre la escorrentía generada en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre), y la consecuente pérdida de sólidos disueltos totales	103
Tabla 6.1 – Características de los modelos pre-seleccionados: escala de tiempo, escala espacial, paso de tiempo para computación	121
Tabla 6.2 – Características de los modelos pre-seleccionados: escorrentía, transporte de nutrientes, erosión, documentación, interfaz	121
Tabla 6.3 – Características y capacidades del modelo <i>AnnAGNPS</i> (adaptado de Bosch <i>et al.</i> , 1998)	123
Tabla 6.4 – Parámetros <i>A</i> y <i>B</i> usados en la ecuación de cálculo del <i>índice de erosividad EI</i> de la <i>RUSLE</i> ..	138
Tabla 6.5 – Categorías generales de información a introducir en el editor de <i>AnnAGNPS</i>	144
Tabla 6.6 – Características de los horizontes de los suelos de la cuenca de estudio evaluadas en laboratorio	156
Tabla 6.7 – Características de los horizontes de los suelos de la cuenca de estudio, observadas en campo y inferidas a través de características evaluadas	157
Tabla 6.8 – Comparación entre los valores de escorrentía observados y simulados, para los períodos de tiempo en análisis	164
Tabla 6.9 – Comparación entre los valores de sedimentos observados y simulados, para los períodos de tiempo en análisis	166
Tabla 6.10 – Comparación entre los valores de nitrógeno observados y simulados, para los períodos de tiempo en análisis	168

LISTA DE SIMBOLOS

- γ - constante psicométrica ($Ka \text{ } ^\circ C^{-1}$)
- Δ - pendiente de la curva de saturación de vapor (presión-temperatura) ($kPa \text{ } ^\circ C^{-1}$)
- ϕ - porosidad del suelo (fracción de volumen)
- θ_r - contenido de agua residual del suelo (fracción de volumen).
- I/Z - pendiente de los taludes de un canal
- A - pérdida de suelo anual de la ecuación *RUSLE*
- Aa - masa de una cápsula de porcelana seca a $550 \text{ } ^\circ C \pm 50 \text{ } ^\circ C$
- A_b - área de una cuenca hidrográfica
- Ac - porcentaje de arcilla del suelo
- Ar - porcentaje de arena del suelo
- a, b, c, d, e, f - coeficientes de regresión entre el caudal punta y el ratio $Ia/P24$, para un determinado tipo de distribución de la precipitación en 24 horas
- $a1, b1$ - parámetros empíricos usados en la formula de Leopold (Leopold, 1964)
- B - exponente para el cálculo de EI (de acuerdo con el tipo de distribución de la precipitación)
- Bb - masa de una cápsula de porcelana con residuos secos a $103-105 \text{ } ^\circ C$
- be - clase de estructura para cálculo del factor k de la ecuación *RUSLE* (1, 2, 3, 4)
- Cl - factor de cálculo de la conductividad hidráulica saturada del suelo
- Cc - masa de los sólidos totales en suspensión en una muestra de agua
- C - factor de cobertura del terreno y prácticas de los cultivos de la ecuación *RUSLE*
- CC - capacidad de campo del suelo ($cm^3 (cm^3)^{-1}$)
- CCC - capacidad de cambio catiónico de la arcilla ($meq (100g)^{-1}$)
- CE - conductividad eléctrica del agua ($dS m^{-1}$)
- ce - clase de permeabilidad para cálculo del factor k de la ecuación *RUSLE* (1, 2, 3, 4, 5, 6)
- D - coeficiente para el cálculo de EI (de acuerdo con el tipo de distribución de la precipitación)
- Da - área de drenaje
- Dd - masa de una cápsula de porcelana con residuos secos a $550 \text{ } ^\circ C \pm 50 \text{ } ^\circ C$
- d_e - profundidad equivalente entre la capa impermeable y la profundidad de los drenos (m)
- dh/dl - gradiente hidráulico
- DA - densidad aparente del suelo ($g (cm^3)^{-1}$)
- D_r - coeficiente de aporte de sedimentos de la localización 1 relativamente a 2
- E - energía total de una tormenta erosiva ($MJ ha^{-1}$)
- Ee - masa de los sólidos suspendidos no volátiles en una muestra de agua
- EI - índice de energía y intensidad de la precipitación, que contempla su efecto en el proceso erosivo
- EI_{30} - índice de energía y intensidad de la precipitación de una tormenta en 30 minutos
- EI_{30i} - índice EI_{30} para cada intervalo de tiempo
- ep - valor actual de presión (kPa)
- e_{sat} - presión de vapor de saturación (kPa)
- ETp - evapotranspiración potencial (mm)
- eu - energía cinética unitaria de la precipitación ($MJ ha^{-1} mm^{-1}$)
- f - función
- Ff - masa de los sólidos suspendidos volátiles en una muestra de agua
- FPA - fracción de la porosidad del suelo que puede ser rellenada con aire

FVS – fracción del volumen del suelo sin los elementos gruesos
G – flujo de calor del suelo ($\text{MJ (m}^2)^{-1}$)
h – lámina de la precipitación ocurrida durante una tormenta (mm)
hmr – altura media de agua recogida en los pluviómetros, durante la evaluación de un *pivot* (mm)
H – profundidad de la escorrentía (calado)
H1 – profundidad de la escorrentía en una situación normal
H2 – profundidad de la escorrentía en una situación de inundación
Hv – calor latente de vaporización (MJ Kg^{-1})
i – intensidad de la precipitación (mm h^{-1})
Ia – pérdidas iniciales antes de generarse escorrentía (mm)
I_{30'} – intensidad máxima de la precipitación ocurrida durante 30 minutos (mm h^{-1})
K_{sat} – conductividad hidráulica saturada del suelo (mm por unidad de tiempo)
K – factor de la *erodibilidad del suelo* de la ecuación *RUSLE*
L – factor de la longitud de la ladera de la ecuación *RUSLE*
Lc – longitud de un canal o de un cauce
LD – distancia entre los drenos (m)
LS – factor topográfico de la ecuación *RUSLE*
 ΔM_{SS} – variación de la masa de sales disueltas en la solución del suelo en la zona de las raíces
M_R – masa de sales en el agua de riego
M_{LL} – masa de sales en el agua de la lluvia
M_{AF} – masa de sales en el agua de la capa freática que entra en la zona de las raíces
M_F – masa de sales soluble incorporada en el suelo con los fertilizantes o enmiendas
M_M – masa de sales soluble resultante de la meteorización de los minerales y disolución de los depósitos salinos
M_D – masa de sales en el agua que percola por debajo de la profundidad de las raíces
M_C – masa de sales absorbida por el cultivo como nutrientes
M_P – masa de sales que precipita debido a la evapoconcentración de sales en el suelo
M – (% de limo+arena fina)×(100-% de arcilla)
MO – porcentaje de materia orgánica
MEG – porcentaje de la masa de los elementos gruesos relativa a la masa del suelo
m – altura del punto medio del nivel freático arriba de los drenos
N – nubosidad
 $[\text{NH}_4^+]$ – concentración del nitrógeno amoniacal en el agua (mg l^{-1})
 $[\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-]$ – concentración de nitratos+nitritos en el agua (mg l^{-1})
P – precipitación
Pc – factor de las prácticas de conservación del suelo de la ecuación *RUSLE*
P24 – precipitación total ocurrida en 24 horas (mm)
PERCt – agua salida de sistema en cada una de las capas del suelo por percolación (mm)
PLU – factor de uso previo del suelo
P_{max} – pluviometría máxima en el extremo de un *pivot* (mm h^{-1})
PM – punto de marchitamiento del suelo ($\text{cm}^3 (\text{cm}^3)^{-1}$)
P_m – pluviometría media en el extremo de un *pivot* (mm h^{-1})
Q – caudal en una sección de la escorrentía
Q24 – escorrentía superficial ocurrida en 24 horas (mm)
Q_{lat} – flujo subsuperficial lateral de agua (mm)
Qp – caudal punta ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

q_p – velocidad de punta de la escorrentía superficial
 q_{p1} - velocidad de punta de la escorrentía superficial en la localización 1
 q_{p2} - velocidad de punta de la escorrentía superficial en la localización 2
 $qs1$ – sedimentos que entran en un canal
 $qs2$ – sedimentos que salen en el final de un canal
 qsc – capacidad de transporte de un canal
 Q_t – volumen de escorrentía superficial
 Q_{tile} – flujo para el sistema de drenaje (mm por período de tiempo)
 r_a – radio mojado por el emisor en el extremo del *pivot* (m)
 R^2 – coeficiente de correlación
 R – factor de la erosividad de la precipitación y de la escorrentía de la ecuación *RUSLE*
 R_c – factor de ajuste del *índice de erosividad* de la precipitación
 R_n – radiación neta ($MJ (m^2)^{-1}$)
 R_p – altura de precipitación
 s – factor de la topografía del terreno
 S – factor de la inclinación de la ladera de la ecuación *RUSLE*
 SC – factor de cobertura de la superficie del terreno
 SER – *Sediment Enrichment Ratio* (coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos)
 SDR – *Sediment Delivery Ratio* (coeficiente de aporte de sedimentos)
 SDT_c – concentración de sólidos disueltos totales ($mg l^{-1}$)
 SLR – Soil Loss Ratio (tasa de pérdida de suelo para determinadas condiciones)
 SLR_i – *SRL* para cada intervalo de tiempo
 SM – factor de humedad del suelo
 SM_t – contenido de humedad para una capa de suelo en el inicio de un período de tiempo (fracción)
 SM_{t+1} – contenido de humedad para una cada capa de suelo en el final de un período de tiempo (fracción)
 S_r – capacidad máxima de retención de agua del suelo (mm)
 SR – factor de rugosidad de la superficie
 St – pendiente del terreno
 S_y – producción de sedimentos
 S_{y1} – producción de sedimentos en la localización 1
 S_{y2} - producción de sedimentos en la localización 2
 t – período de tiempo
 T_b – tiempo de base de un hidrograma (metodología TR-55) (horas)
 t_c – tiempo de concentración del hidrograma triangular USDA-SCS (horas)
 t_d - tiempo de descenso del hidrograma triangular USDA-SCS (horas)
 t_1 - tiempo de respuesta del hidrograma triangular USDA-SCS (horas)
 t_p - tiempo de crecida del hidrograma triangular USDA-SCS (horas)
 UD – uniformidad de distribución del agua en un área regada
 ΔV_{SS} – variación del volumen de agua en la zona de las raíces
 V_R – volumen de agua de riego
 V_{LL} – volumen de agua de la lluvia
 V_{AF} – volumen de agua de la capa freática que entra en la zona de las raíces
 V_{ET} – volumen de agua de la evapotranspiración
 V_D – volumen de agua que percola por debajo de la profundidad de las raíces
 V – velocidad de avance de la torre exterior de un *pivot* ($m h^{-1}$)

VEG – volumen de los elementos gruesos del suelo

$V_{destilado}$ – volumen recogido de un determinado destilado (ml)

$V_{H_2SO_4}$ - volumen de ácido sulfúrico usado en la titulación de un determinado volumen de destilado (ml)

V_m – altura media de agua infiltrada en una parcela de riego (mm)

$V_{25\%}$ - altura media de agua infiltrada en el 25% del área menos regada (mm)

W – largura de la base de un canal

WI – agua incorporada en el suelo (mm)

WI_t – agua entrada en un sistema agrícola (precipitación y agua de riego) (mm)

W_s – largura de la escorrentía a la superficie en una situación normal

W_{si} – largura de la escorrentía a la superficie en una situación de inundación

W_v – función del viento

Z – espesura de la capa del suelo (mm)

LISTA DE ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

ACIAR – Australian Center for International Agricultural Research
AGNPS – Agricultural Non-Point Source
AMC I, AMC II, AMC III - Antecedent Moisture Condition (secuencia de la menos para la más húmeda)
AnnAGNPS – Annualized Agricultural Non-Point Source
ANSWERS – Areal Non-Point Source Watershed Environment Response Simulation
APEX – Agricultural Policy Environmental Extender
APHA – American Public Health Association
ARBI – Associação de Regantes e Beneficiários da Idanha
ARS – Agricultural Research Service (USDA)
ASAE – American Society of Agricultural Engineering
ASCE – American Society of Civil Engineering
AWWA – American Water Works Association
A1, A2, A3 – Esquemas de tratamiento del agua para consumo humano (secuencia del menos para lo más exigente)
CE – Comunidad Europea
CN – Curve Number
CREAMS – Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
CSA - Critical Source Area
CSIC – Consejo Superior de Investigaciones Científicas
DMA – Directiva Marco de Aguas de la Unión Europea
DEM – Digital Elevation Model
EC – European Community
EEA – European Environmental Agency
EEC – European Economic Community
EPA – Environmental Protection Agency
EPIC – Erosion-Productivity Impact Calculator
ESACB - Escola Superior Agrária de Castelo Branco
ETSIAM – Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y Montes
EE.UU. – Estados Unidos de la America
FAO – Food and Agriculture Organization (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization)
GLEAMS – Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems
GPS – Global Position System
HUSLE – Hydro-geomorphic Universal Soil Loss Equation
IAS – Instituto de Agricultura Sostenible
INAG – Instituto da Água
MAPA – Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
MMA – Ministerio de Medio Ambiente
MSCL - Minimum Source Channel Length
NRC – National Research Council
NRCS – Natural Resources Conservation Service (USDA)
PAC – Política Agrícola Común

PRODEP – Programa de Desenvolvimento Educativo para Portugal

RUSLE – Revised Universal Soil Loss Equation

SST – Sólidos Suspendidos Totales

SDT – Sólidos Disueltos Totales

SCS – Soil Conservation Service (USDA)

SIG – Sistema de Información Geográfica

SWAP – Soil Water Atmosphere Plant

SWAT – Soil and Water Assessment Tool

TR55 – Technical Release 55

UCO – Universidad de Córdoba

US – United States

USDA – United States Department of Agriculture

USLE – Universal Soil Loss Equation

VMR – Valor Máximo Recomendable

VMA – Valor Máximo Admisible

WPCF – Water Pollution Control Federation

WTW – Wissenschaftlich Technische Werkstätten GmbH

INDÍCE DE ANEXOS

- ANEXO 3.1** – Localización de la cuenca de estudio en la *Zona Regable de la Campiña de Idanha*
- ANEXO 3.2** – Algunos cálculos del levantamiento topográfico de un tramo del cauce para instalación de un aforador
- ANEXO 3.3** – Dimensiones finales del aforador
- ANEXO 3.4** – Ajustamiento exponencial de la curva de descarga del aforador
- ANEXO 3.5** – Procedimiento para cálculo del hidrograma diario del cauce
- ANEXO 3.6** – Resultados de análisis del agua (nitrógeno y cond. eléctrica) – campaña de riego 2004
- ANEXO 3.7** - Resultados de análisis del agua del cauce (sedimentos) – campaña de riego 2004
- ANEXO 3.8** – Resultados de análisis del agua (nitrógeno y cond. eléctrica) – campaña de riego 2005
- ANEXO 3.9** – Resultados de análisis del agua del cauce (sedimentos) – campaña de riego 2005
- ANEXO 3.10** – Resultados de análisis del agua (nitrógeno y cond. eléctrica) – estación de lluvias 2004/2005
- ANEXO 3.11** – Resultados de análisis del agua del cauce (sedimentos) – estación de lluvias 2004/2005
- ANEXO 3.12** – Resultados de análisis del agua (nitrógeno y cond. eléctrica) – estación de lluvias 2005/2006
- ANEXO 3.13** – Resultados de análisis del agua del cauce (sedimentos) – estación de lluvias 2005/2006
- ANEXO 3.14** – Procedimiento para cálculo de la carga contaminante diaria (nitrógeno, SST y SDT)
- ANEXO 3.15** – Evaluaciones de los *pivots* de la cuenca de estudio
- ANEXO 4.1** – Procedimiento para cálculo de los volúmenes de agua de riego
- ANEXO 5.1** – Balance del nitrógeno en la cuenca de estudio
- ANEXO 6.1** – Ejemplo de cálculo del *índice de erosividad* de la lluvia para el año de 1998
- ANEXO 6.2** – *Índice de erosividad* de la lluvia ($\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) para la serie de años 1992-2004
- ANEXO 6.3** – Cálculo de la precipitación máxima en 24 horas con período de retorno de 2 años (*Método de Gumbel*)
- ANEXO 6.4** – Resultados de las evaluaciones de las características de los suelos de la cuenca de estudio
- ANEXO 6.5** – Hojas de campo de la información de los agricultores relativas a las operaciones de los cultivos y al riego
- ANEXO 6.6** – Datos del fichero de entrada de *AnnAGNPS* (*AnnAGNPS.inp*) que se aplican a la cuenca de estudio
- ANEXO 6.7** – Fichero climático (*Dayclim.inp*) con la secuencia de los parámetros meteorológicos (datos iniciales del fichero)

1.

INTRODUCCIÓN

1.1. Consideraciones generales

La necesidad prioritaria de producir alimentos hace de la agricultura un componente dominante de la economía mundial. Esta necesidad creciente ha llevado a la expansión de la agricultura de riego y a una utilización cada vez mayor de fertilizantes y fitosanitarios, con el consecuente aumento de la contaminación de los recursos hídricos, en particular los superficiales. Así, la agricultura, en cuanto mayor usuario del agua dulce, se convierte en uno de los factores más importantes de la degradación de los recursos hídricos, y justifica la preocupación existente por sus repercusiones en la calidad del agua a la escala mundial. No obstante, la agricultura es al mismo tiempo causa y víctima de la contaminación de los recursos hídricos. Es causa, por la descarga de contaminantes y sedimentos en las aguas superficiales y subterráneas y por la pérdida neta de suelo, como resultado de prácticas agrícolas desacertadas. Es víctima, al tener que usar aguas residuales, y aguas superficiales y subterráneas contaminadas. La contaminación de las aguas puede proceder de fuentes no localizadas, conocida como *contaminación difusa*, y es resultado de un grupo de actividades humanas en que los contaminantes no tienen un punto claro de ingreso en los cursos de agua que los reciben. Por el contrario, la contaminación procedente de fuentes localizadas está asociada a actividades en las que el agua va a parar directamente a las masas de agua receptoras (FAO, 1997; INAG, 2002). Convencionalmente, se consideran como fuentes difusas todos los tipos de prácticas agrícolas y formas de utilización de la tierra, incluidas las operaciones de alimentación animal. Las características principales de las fuentes difusas son que responden a las condiciones hidrológicas, presentan dificultades para la medición o control directo y se relacionan con las prácticas de ordenación del territorio y otras afines (FAO, 1997). La *Agencia Europea de Medio Ambiente* (EEA, 2002) elige como una de las acciones prioritarias, en un futuro programa europeo de seguimiento y intervención en las áreas de suelos y aguas, la contaminación de los recursos hídricos. El *Banco Mundial* (1994) refiere que la integración de las políticas y prácticas de utilización del suelo en la ordenación de los recursos hídricos de las cuencas hidrográficas es importante para la formulación de

estrategias sobre la cantidad y calidad del agua. En el *Libro Blanco del Agua en España (MMA, 2000)*, se afirma que la contaminación difusa tiende a adquirir cada vez mayor importancia en la degradación de los recursos hídricos, ya que cuanto mayor sea el grado de depuración y de limitación de los vertidos puntuales, mayor será el incremento que del total de la contaminación supondrán todos los vertidos de carácter distribuido o difuso. La implementación de buenas prácticas agrícolas que reduzcan la contaminación de los recursos hídricos es un imperativo en el que la unidad básica de planificación deberá ser la cuenca hidrográfica. Los modelos de simulación concebidos para esta escala de trabajo, conjugados con sistemas de información geográfica y teledetección que simplifiquen el proceso y exactitud de la representación de las condiciones de la cuenca, son herramientas indispensables para este propósito (Jensen, 2000).

1.2. Objetivos

Los objetivos en la realización de esta tesis se han centrado en el estudio de la contaminación difusa de los recursos hídricos superficiales, originados por la agricultura de riego, a la escala de la cuenca hidrográfica. En concreto, se han definido los siguientes objetivos:

- ✧ Seleccionar una cuenca agrícola que se localice en una zona regable y con una extensión suficiente para que se manifiesten los procesos de hidrología de cuencas, de los que forma parte la contaminación difusa;
- ✧ Comprender convenientemente el comportamiento hidrológico de la cuenca seleccionada en la campaña de riego y estación de lluvias, bajo condiciones meteorológicas y formas de uso diferentes;
- ✧ Observar y analizar el volumen y calidad de los flujos de retorno en la cuenca en la campaña de riego y estación de lluvias, y comprender la dinámica de los contaminantes nitrógeno, sales y sedimentos;
- ✧ Seleccionar un modelo hidrológico de simulación continua de la contaminación difusa originada por la agricultura de regadío a la escala de la cuenca hidrográfica, que se adapte razonablemente a las condiciones de la cuenca seleccionada;
- ✧ Aplicar un modelo de contaminación difusa a la cuenca de estudio para el período de evaluaciones de campo, con previa determinación de los parámetros necesarios al modelo válidos para la cuenca de estudio.

Atendiendo a una necesidad creciente de compatibilizar la actividad agrícola con la conservación de los recursos y protección del medio ambiente, los resultados de este estudio permitirán alargar el conocimiento de los procesos relacionados con el agua al intervenir en el sistema agrario, indispensable a la definición de prácticas agrícolas que minimicen los impactos ambientales negativos.

1.3. Organización del documento

El presente documento se organiza en siete capítulos y una sección de anexos, con la secuencia que nos parece más adecuada a un trabajo de investigación sobre esta temática. En el **Capítulo 1** se hace una breve presentación del tema procurando encuadrar su importancia y actualidad, y se enuncian los objetivos que orientaran este trabajo. El **Capítulo 2** presenta las bases teóricas de la contaminación difusa originada por la actividad agrícola, especialmente la actividad agrícola de riego que determina los impactos más importantes en la calidad del agua. El **Capítulo 3** es dedicado a la caracterización del área de estudio y de las metodologías y técnicas experimentales, de campo y de laboratorio, usadas en el desarrollo del estudio. En el **Capítulo 4** se analiza el comportamiento hidrológico de la cuenca de estudio durante las campañas de riego 2004 y 2005, y bajo condiciones de precipitación en las estaciones de lluvias 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre de 2005). En el **Capítulo 5** se estudia la calidad de los flujos de retorno de la cuenca de estudio, en lo que respecta a la comparación con la concentración de solutos en el agua del canal de distribución del riego, a la carga de solutos y sólidos suspendidos durante la estación de riego y de lluvias, a la relación entre caudal y concentración de contaminantes y a la relación con el marco legal vigente en Portugal. El **Capítulo 6** se inicia con la conceptualización de un modelo de contaminación difusa ideal para las condiciones de la cuenca de estudio, tornando más fácil su selección entre una multiplicidad de modelos con la misma vocación. Por su suficiente rigor y relativa simplicidad de utilización, además de la razonable adaptación a las condiciones de la cuenca de estudio, se ha seleccionado el modelo *AnnAGNPS* (Cronshey y Theurer, 1998). En este capítulo también se analiza la influencia de la resolución vertical del *Modelo Digital del Terreno (DEM)* en la configuración topográfica y hidrológica de la cuenca de estudio, como forma de selección de la resolución vertical conveniente del *DEM*. El **Capítulo 6** se completa con la aplicación del modelo seleccionado a la cuenca de estudio, más concretamente con la determinación y edición de los parámetros del modelo, con la comparación entre resultados observados y simulados por *AnnAGNPS* en lo que respecta a escorrentía, sedimentos y nitrógeno, y con la distribución espacial de la escorrentía y de los mismos contaminantes. El **Capítulo 7** registra las conclusiones finales de este estudio basadas en los resultados obtenidos. También se dan las perspectivas de algunas acciones de desarrollo futuro, que permitan dar continuidad a este estudio, particularmente la obtención de buenos indicadores de contaminación del agua originada por la actividad agrícola. El conocimiento de estos indicadores es fundamental en la definición de buenas prácticas agrícolas y la atribución de subvenciones basadas en ellas, siendo este uno de los caminos apuntados por las directrices de la nueva política agrícola de la *Unión Europea*.

2.

BASES TEÓRICAS DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA ORIGINADA POR LA ACTIVIDAD AGRÍCOLA

2.1. Problemática de la contaminación difusa originada por la actividad agrícola

La calidad del suelo de un determinado entorno agroecológico es fundamental e influencia de forma decisiva la calidad del agua. Tal como se puede ver en el esquema de la Figura 2.1, la erosión, la compactación, la acidificación del suelo y la disminución de la actividad biológica afectan negativamente la capacidad del suelo de almacenamiento de agua y nutrientes, aumentan la movilidad de los agroquímicos, disminuyen la degradación de los residuos orgánicos y reducen la eficiencia de las raíces de las plantas. Todos estos factores hacen aumentar las pérdidas de nutrientes, pesticidas y sedimentos de las parcelas agrícolas hacia las aguas superficiales y subterráneas (NRC, 1993). Las principales fuentes de contaminación difusa están relacionadas con una serie de actividades, fundamentalmente agropecuarias, que se desarrollan sobre grandes extensiones de territorio y que provocan la contaminación del agua a través de la escorrentía, arrastrando sustancias previamente depositadas en el suelo (fertilizantes, fitosanitarios, materia orgánica). La escorrentía superficial proveniente de la red de carreteras y de las zonas urbanas constituye también una importante fuente de contaminación, en particular de ciertas sustancias peligrosas (INAG, 2002).

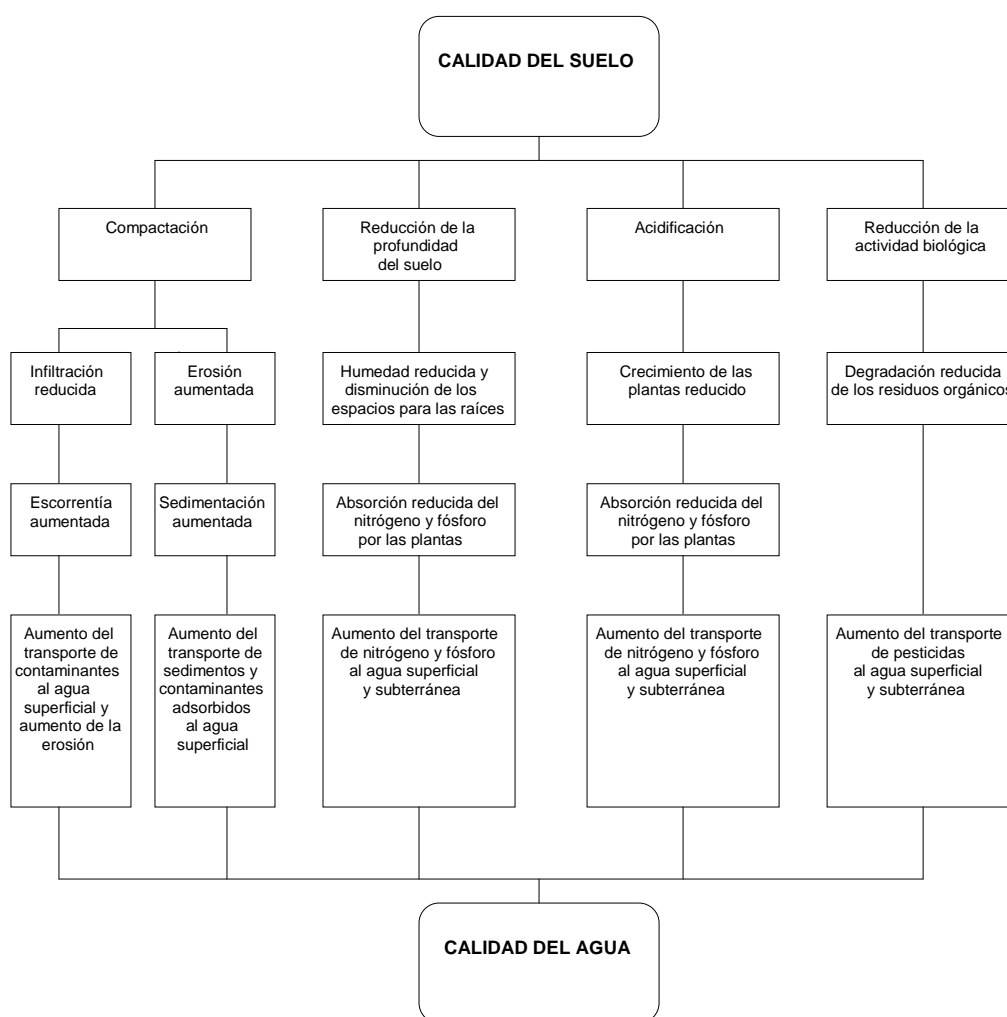


Figura 2.1 – La calidad del suelo afectando la calidad del agua (adaptado de NRC, 1993).

Los nutrientes más problemáticos desde el punto de vista de la contaminación de los recursos hídricos son el nitrógeno y el fósforo, cada uno con su dinámica propia en el suelo y agua, y que contribuyen a la *eutrofización* del medio hídrico. El término *eutrofización* se refiere al enriquecimiento de las aguas superficiales con nutrientes, y el consecuente proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior. Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuyen a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación, que en la mayor parte de los casos es el fósforo. En esta cuestión de la contaminación difusa de los recursos hídricos por la actividad agrícola, puede ser muy útil el uso de indicadores o índices de calidad del agua, que reflejen el comportamiento del ecosistema o bien la situación del entorno acuático. Estos indicadores pueden permitir determinar las posibilidades de disfunción del ecosistema, y una comprensión mejor de las fuentes de contaminación y de las medidas más eficaces (FAO, 1997). Debemos matizar que el término *calidad del agua* en rigor no tiene sentido; no se puede hablar pragmáticamente de una calidad del agua, sino de unas calidades según el uso a que se destinen las aguas (FAO, 1985).

La calificación de la actividad agrícola como principal agente de contaminación de los recursos hídricos ha sido descrita por varios fuentes. Así, en un estudio de *US-EPA* (1994) se refiere que el 72% de la longitud de los ríos evaluados y el 56% de la superficie de los lagos incluidos en el estudio, se acusan los efectos contaminantes de la agricultura. Estos resultados llevaron a *US-EPA* a declarar que la agricultura es la principal fuente de deterioro de los recursos hídricos de los Estados Unidos de América. En el *Plan Nacional del Agua* de Portugal (*INAG*, 2002) se hace notar que las principales fuentes de contaminación difusa están relacionadas fundamentalmente con las actividades agropecuarias, y que las sustancias más comunes, en las aguas sujetas a contaminación, son los fertilizantes y pesticidas usados en la actividad agrícola. También en Europa se ha observado, desde los años setenta, una preocupación creciente por el aumento de los residuos de nitrógeno, fósforo y plaguicidas en las aguas superficiales y subterráneas. Una de las medidas de la Unión Europea frente a esta problemática hay sido la directiva sobre “*Protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de fuente agrícolas*” (Directiva 91/676/EEC). El Reglamento de medidas agroambientales de la nueva *PAC* (2078/92) presta especial atención a las prácticas agrícolas como una fuente de daños al medio ambiente. Mas recientemente, la *Directiva Marco del Agua* (Directiva 2000/60/CE) tiene como objetivo principal alcanzar el buen estado de las aguas comunitarias, que, específicamente para las aguas superficiales, significa alcanzar un “*buen estado ecológico*” así como un “*buen estado químico*”.

Considerando esta preocupación, deben adoptarse medidas adecuadas para evitar que la actividad agrícola deteriore la calidad del agua o impida o perjudique posteriores usos de ésta. Sagardoy (1993) resume como sigue las distintas medidas de acción que deberán adoptarse en la agricultura para protección de la calidad del agua:

- ☞ establecimiento y operación de sistemas eficaces, en función de los costes, que permitan supervisar la calidad del agua destinada a usos agrícolas;
- ☞ prevención de los efectos negativos de las actividades agrícolas sobre la calidad del agua utilizada en otras actividades sociales y económicas y sobre las tierras húmedas;
- ☞ establecimiento de criterios biológicos, físicos y químicos de calidad del agua para los usuarios de los recursos agrícolas;
- ☞ prevención de la escorrentía de los suelos y la sedimentación;
- ☞ eliminación adecuada de las aguas residuales procedentes de asentamientos humanos y del abono producido por la ganadería intensiva;
- ☞ reducción de los efectos negativos de los productos químicos agrícolas mediante la utilización de sistemas de manejo integrado de plagas;
- ☞ educación de las comunidades respecto a los efectos contaminantes del uso de fertilizantes y productos químicos sobre la calidad del agua y la higiene de los alimentos.

También el uso de zonas tampón cerca de los cauces, o la adopción de planos de fertilización, son medidas que previenen, reducen o remedian el efecto de los productos químicos usados en la actividad agrícola en la calidad del agua (Tabacchi *et al.*, 2000; Shepard, 2005; Stone *et al.*, 2004). Atendiendo a la importancia de esta problemática y a la necesidad de contener la degradación de los recursos hídricos, y siendo el principio del contaminador/pagador, uno de los principales de la *Directiva Marco del Agua*, se podrá pensar en un impuesto sobre la contaminación del agua drenada de las áreas

agrícolas. La implementación de una medida reactiva de esta naturaleza, que se propone controlar la contaminación del agua por los usuarios agrícolas, tiene necesidad de una información muy precisa y crea un problema potencial de identificación del origen de los contaminantes, especialmente en condiciones de contaminación difusa. Justamente por el nombre de este tipo de contaminación y sus características, se torna muy difícil la implementación de una reglamentación basada en los contaminantes. Adicionalmente, cuando en un punto de un curso de agua aparece algún contaminante, este puede haber alcanzado una distancia que impida relacionarlo con su origen (Helfand y House, 2001). Heinz (2003) refiere que en muchos estados de la *Unión Europea*, la exclusiva aplicación de normas y formas de control de la contaminación difusa se ha mostrado poco eficiente. Por estas razones, el control de este tipo de contaminación debe enfocarse a instrumentos indirectos, como son los códigos de buenas prácticas agrícolas.

En esta temática es pertinente hablar de un tema en la agenda diaria, el efecto del cambio climático en la calidad del agua. En efecto, la modificación del régimen de precipitación y de escorrentía y el previsible aumento de la temperatura tendrán un efecto más o menos marcado en la calidad de los medios hídricos. La carga contaminante afluente al medio hídrico podrá ser afectada, sea de forma directa por alteración del régimen de precipitación, sea de forma indirecta por modificaciones del uso del suelo y del agua. Sin embargo, no es claro el sentido de esta tendencia, ya que a la disminución del volumen de precipitación, se contraponen fenómenos extremos responsables del arrastre de la mayor parte de los sedimentos, y otros contaminantes, a los medios hídricos. El aumento de la temperatura del aire, y por consecuencia del agua, tendrá como uno de sus efectos la disminución del oxígeno en el agua, y una aceleración de las reacciones entre constituyentes del agua. En particular, el aumento de la productividad biológica conducirá a un incremento de los problemas de eutrofización del medio hídrico (INAG, 2002).

2.1.1. La situación particular de las zonas regables

El crecimiento substancial de la población mundial en las próximas décadas es un dato que se puede considerar como cierto, por lo que debería haber un crecimiento proporcional de la producción de alimentos. La agricultura de regadío, cuya superficie representa sólo el 17% de todas las tierras agrícolas y sin embargo produce el 36% de los alimentos mundiales, será un componente esencial de toda la estrategia para aumentar el suministro mundial de alimentos, previéndose que este aumento ocurrirá de forma mas significativa en los países en desarrollo (FAO, 1997; Fereres y Ceña, 1997; Fereres y Kassam, 2003).

Además de los problemas de anegamiento, desertificación, salinización, y otros que se repercuten en las superficies regadas de países desarrollados mas sobre todo en países en desarrollo, tenemos otro efecto ambiental grave que es la degradación de la calidad de los recursos hídricos, aguas abajo, por efecto de las sales, productos agroquímicos y lixiviados tóxicos (Causapé, 2002; Fereres y Connor, 2004). Hay, pues, que ponderar los aspectos positivos de la reutilización del agua de riego, con los derivados del deterioro de la calidad del agua cuando se usa varias veces. Refiérase que en Portugal, en lo que concierne a la calidad del agua destinada al riego, se aplica lo dispuesto en el

Decreto-Ley nº 236/98, de 1 de agosto, específicamente en el capítulo V y en los anexos XVI y XVII (Ministerio do Ambiente, 1998), en que se establecen las normas de calidad a respetar, expresadas en *Valor Máximo Recomendable (VMR)* y *Valor Máximo Admitido (VMA)*, para un conjunto de 30 parámetros determinados por métodos analíticos especificados y respetando una frecuencia anual mínima. En este mismo documento, se definen los criterios y normas de calidad del agua, buscando proteger la salud pública, la calidad del agua superficial y subterránea, los cultivos que pueden ser afectados por la mala calidad del agua de riego y de los suelos cuya capacidad para la agricultura puede ser degradada por el uso sistemático de agua de riego de mala calidad (INAG, 2002).

La utilización masiva de productos agroquímicos es una práctica común en la agricultura actual, alcanzando su mayor impacto en las zonas de regadío, donde la mayor intensificación ha requerido la aplicación de mayores dosis de estos productos (Mañas, 2001). Oomen *et al.* (1990) indican que el 60% del total de fertilizantes usados en la actividad agrícola son usados en las tierras de regadío. Los sistemas de riego deficientes son una de las causas que más contribuyen al deterioro de la calidad del agua, mientras que el riego controlado es una de las prácticas menos contaminantes, además de reducir el coste del agua abastecida (Ignazi, 1993; Mateos, 2003). La mejora del manejo del agua en la finca es el instrumento más poderoso que tiene la sociedad para reducir el impacto del regadío en el ambiente (Villalobos *et al.*, 2002; Pereira, 2005). Sin embargo, un buen uso del agua en la finca es indisoluble de una conveniente gestión de aquel recurso a la escala de la zona regable (Mateos *et al.*, 2002; Lorite *et al.*, 2004a). El mayor desafío sobre la viabilidad y sostenibilidad de la agricultura de riego es un buen compromiso entre la productividad agrícola y la protección del medio ambiente (Causapé *et al.*, 2004).

2.2. Contaminantes derivados de las zonas agrícolas

Aunque haya otros contaminantes del agua superficial, como son la materia orgánica degradable, los metales pesados, compuestos sólidos disueltos diferentes de los nutrientes de las plantas, microorganismos, son los contaminantes nitrógeno, fósforo, pesticidas y sedimentos los que pueden causar problemas más agudos (Thornton *et al.*, 1999).

2.2.1. Nitrógeno

El nitrógeno, siendo el macro nutriente cuantitativamente más importante, es un factor clave del mantenimiento de niveles elevados de producción y en la viabilidad económica de los sistemas agrícolas. Pero, considerando que es un elemento muy dinámico y móvil, su gestión es difícil especialmente en las áreas de riego, donde pérdidas significativas pueden producirse en solución (por lixiviación o en la escorrentía superficial), desnitrificación y por erosión hídrica de los compuestos orgánicos aislados o bien agregado con las partículas del suelo (Delgado, 2002).

Este elemento es el mayor contaminante del agua superficial, teniendo origen en fuentes no localizadas y estando relacionado con aplicaciones excesivas de fertilizantes. El movimiento de nitrógeno

en los ecosistemas terrestres está íntimamente relacionado con el movimiento del agua, que drena superficialmente o se percola a capas más profundas del suelo. La importancia relativa de estos procesos de transporte es una compleja función de las fuentes y transformaciones del nitrógeno, de los procesos hidrológicos, de las variables climáticas y del uso de las tierras agrícolas (Sauer *et al.*, 2001). El nitrato es un anión (NO_3^-), siendo por esto repelido por las cargas negativas de los coloides del suelo y no formando enlaces químicos de superficie con los minerales del suelo; en la forma de anión es transportado en solución en el agua de escorrentía. El nitrato es muy soluble, siendo preferencialmente, dependiendo de las condiciones de humedad, lixiviado a capas profundas del suelo; constituye por esto una preocupación mayor en cuanto contaminante de las aguas subterráneas. Es, por sus propiedades, un elemento no conservativo, dado que fácilmente muda de forma, moviéndose fácilmente en el sistema solo-agua-atmósfera (Logan, 1995). Sin embargo, una gran parte del nitrógeno que degrada el agua superficial es transportada en la forma de amonio o de materia orgánica del suelo. Una gran parte de esta forma de nitrógeno está localizada cerca de la superficie del suelo, siendo muy vulnerable a los procesos de erosión y oxidación (Follet, 2001).

Cuando se siguen consistentemente buenas prácticas agrícolas, las parcelas abonadas con las dosis recomendadas no contribuyen en gran medida a la concentración de nitrógeno en el agua de escorrentía superficial (Ritter y Bergstrom, 2001). Por otro lado, Whitaker *et al.* (1978) hacen notar que cantidades superiores a las que garantizan una buena producción aumentan de forma considerable la concentración de nitrógeno en las aguas de escorrentía, sin aumentar significativamente la producción obtenida.

En la Figura 2.2 se puede analizar la situación en Portugal de la contaminación difusa relativa al nitrógeno. Conviene matizar que estos datos son medios para cada comarca, lo que no impide que a escala más local que la división administrativa referida no haya situaciones de franca preocupación. Salvaguardando el comentario anterior, se puede observar, en la figura siguiente, que en la generalidad del territorio continental portugués, el problema de la contaminación difusa por nitrógeno no tiene gran alcance, exceptuando algunas comarcas al norte de Portugal. La comarca de Idanha-a-Nova, donde se localiza nuestra cuenca de estudio, presenta los valores más bajos de contaminación difusa por nitrógeno, en gran parte debido a la gran extensión del área inculta de la comarca.

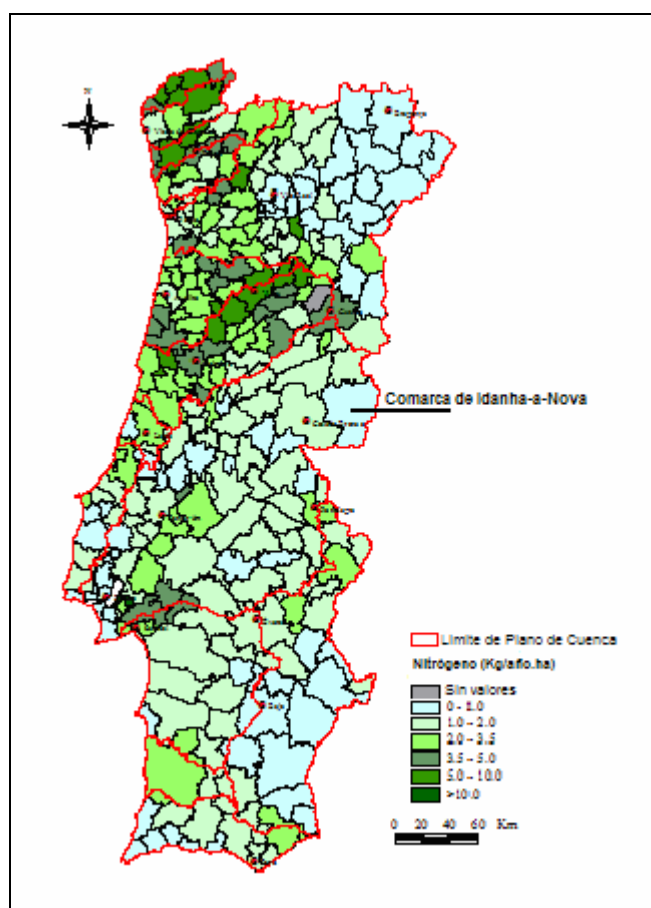


Figura 2.2 – Carga contaminante de origen difusa en Portugal relativa al nitrógeno (adaptado de INAG, 2002).

2.2.2. Fósforo

El fósforo es un elemento que aparece naturalmente en el suelo con una concentración muy variable en la fase sólida. Una fracción del fósforo de la fase sólida está en equilibrio dinámico con la solución del suelo, a través de reacciones de adsorción-desorción, precipitación-disolución o inmovilización-mineralización. Esta fracción se denomina intercambiable y fácilmente pasa a la solución del suelo, quedando disponible para las plantas (Logan, 1995). El fósforo es uno de los elementos menos móviles del suelo, pudiendo ser transferido de los sistemas agrícolas a los recursos hídricos disuelto en el agua de la escorrentía superficial o por lixiviación a capas más profundas del suelo, pero las pérdidas predominantes ocurren conjuntamente con los sedimentos minerales y orgánicos, en los procesos de erosión hídrica (Lemunyon y Daniel, 2002). Referido de otra manera por EEA (1999), la fuente más significativa del fósforo en los cursos de agua es la que se transporta conjuntamente con las partículas del suelo tras los fenómenos de erosión, sobre todo de las parcelas agrícolas. La transferencia del fósforo al agua de escorrentía superficial es un proceso que ocurre en los 1 a 5 centímetros superiores del suelo, y es controlada por procesos físicos y químicos, tales como desorción, disolución y difusión (Sharpley, 1985). El contenido de fósforo en la superficie del suelo es un factor crítico que determina el transporte de fósforo en solución y conjuntamente con las partículas del suelo (NRC, 1993). La aplicación reiterada de

dosificación excesiva de fertilizantes fosfatados lleva a una disminución de la capacidad de retención del suelo. A largo plazo, se puede llegar a la saturación completa de la capacidad de retención, facilitando el transporte de los fosfatos (Mañas, 2001). Una gestión adecuada de los residuos de los cultivos es importante en la reducción de las pérdidas de nutrientes por erosión hídrica (Holt, 1979). La proporción de fósforo disuelto y adsorbido en las partículas coloidales está relacionada con la posibilidad de servir como sustrato biológico y permitir la eutrofización del medio hídrico, dado que el fósforo disuelto tiene una rápida asimilación biológica y del fósforo adsorbido solo una parte es asimilada. Esta parte depende del tipo de suelo, del grado de saturación del suelo, del tamaño de las partículas del suelo, de la gestión histórica del suelo respecto al fósforo y del *potencial redox* (Sharpley, 1995).

La situación de Portugal continental con relación a la contaminación difusa por fósforo, no es muy preocupante considerando los valores presentes en la Figura 2.3, exceptuando algunas comarcas incluidas en la cuenca del Duero. También con relación al fósforo, la comarca de Idanha-a-Nova presenta niveles bajos de contaminación difusa.

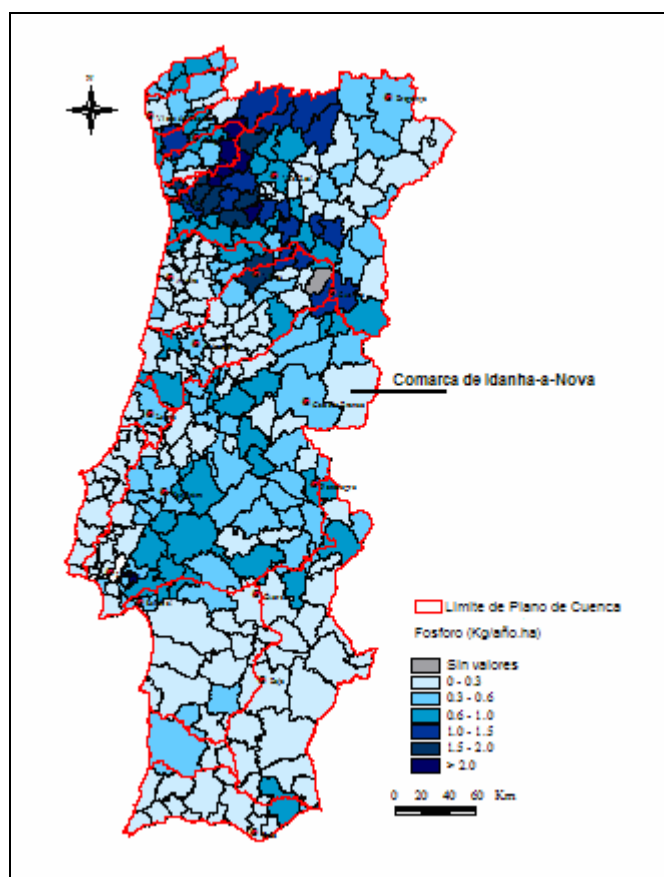


Figura 2.3 – Carga contaminante de origen difusa en Portugal relativa al fósforo (adaptado de INAG, 2002).

2.2.3. Pesticidas

Un factor decisivo del aumento de las producciones obtenidas en la actividad agrícola ha sido el desarrollo y aplicación de plaguicidas. Los beneficios aportados por la química han sido acompañados de una serie de perjuicios, algunos de ellos tan graves que ahora representan una amenaza para la supervivencia a largo plazo de importantes ecosistemas, particularmente acuáticos. Los países desarrollados han prohibido muchos de los plaguicidas antiguos debido a sus efectos tóxicos potenciales sobre el ser humano y sus impactos negativos sobre los ecosistemas, y han aprobado el uso de plaguicidas de formulaciones menos nocivas. Por el contrario, en los países en desarrollo algunos de aquellos plaguicidas continúan siendo los más baratos de producir, y para algunos fines continúan siendo eficaces, como por ejemplo el *DDT* (FAO, 1997). Los destinos de los plaguicidas, después de aplicados, pueden ser: degradado por los organismos del suelo, inmovilizados por las partículas minerales y orgánicas del suelo, absorbidos por las plantas y degradados en otros productos o acumulados en las plantas y animales. Los pesticidas que más fácilmente pueden contribuir a la polución de las aguas tienen normalmente bajo coeficiente de adsorción, elevada vida media y elevada solubilidad en agua (Rao y Hornsby, 1989). Las mayores pérdidas de pesticidas hacia el medio ambiente se producen por volatilización para la atmósfera, arrastrados con el agua de escorrentía superficial y lixiviados hacia las aguas subterráneas (Ritter, 2001). Los pesticidas más solubles son transportados más fácilmente en la escorrentía superficial o para capas más profundas del suelo, como resultado de precipitaciones intensas o de prácticas de riego con gestión deficiente. Muchos estudios indican que los picos de concentración de los pesticidas en el agua superficial están muy influenciados por la ocurrencia de precipitaciones más o menos intensas, relativamente a la oportunidad de aplicación de los pesticidas (Ritter, 2001). El efecto de las prácticas de control de la erosión en la concentración de pesticidas depende del coeficiente de adsorción de los productos pesticidas y del grado de reducción de transporte de partículas finas en el agua. Si la producción de sedimentos fuera reducida, los pesticidas adsorbidos en las partículas de suelo también se reduciría, mas no necesariamente en la misma proporción, dado que las prácticas de control de la erosión tienen tendencia a disminuir más las pérdidas de partículas mayores que de partículas más finas (Leonard, 1990). El primer y decisivo paso para controlar la cantidad de pesticidas para el agua superficial, agua subterránea y atmósfera, es reducir las tasas de aplicación en los sistemas agrícolas (NRC, 1993).

2.2.4. Sedimentos

Las partículas más finas del suelo, que son la mayor parte de los sedimentos, se movilizan como consecuencia de un evento de lluvia en que se produce escorrentía, y por una de las siguientes formas de erosión:

1. *Erosión laminar*, que consiste en una remoción de delgadas capas de suelo extendida más o menos uniformemente en toda la superficie, sobre la que el agua circula lentamente, sin estar limitada por un cauce o micro cauce definido, formando una lámina de poco espesor en régimen generalmente laminar.

2. *Erosión por regueros*, debida a incisiones longitudinales en el suelo, generalmente temporales y no jerarquizadas, que aparecen como consecuencia de la concentración de flujo de agua canalizada por las características locales del micro relieve. El esfuerzo cortante del flujo de la escorrentía superficial, ayudado por los choques de las partículas arrastradas, erosiona el fondo de los cauces por donde circula, socavando sus bordes, lo que da lugar a deslizamientos de las paredes (Giráldez, 1998).

3. *Erosión en cárcavas y barrancos*, que consiste en profundas incisiones en el terreno originadas generalmente cuando existe una gran concentración de escorrentía en alguna zona determinada; una vez iniciada la formación del barranco, su forma evoluciona según la consistencia relativa que ofrezcan los diferentes estratos de suelo y subsuelo (Riou, 1992).

Giráldez (1998) refiere que la importancia de la erosión en España es apreciable, debido principalmente al largo período estival, cálido y seco, que dificulta la presencia de una cubierta vegetal permanente sobre la superficie del suelo, y a la ocurrencia de lluvias al término del verano y durante el otoño con gran potencial erosivo. Nótese, a título de ejemplo, lo que pasa en los olivares que ocupan las tierras con más pendiente y sin ningún tipo de cobertura, en que se presencia con frecuencia fenómenos erosivos intensos, que, inevitablemente, conducen a pérdidas elevadas de suelo. Esta realidad climática desfavorable en relación con la erosión hídrica es extensible, por la similitud de las condiciones climáticas, a una gran parte del territorio portugués.

La contaminación provocada por los sedimentos tiene dos dimensiones principales. Una dimensión física que respecta a la pérdida de la capa arable del suelo y la degradación de la tierra como consecuencia de la erosión laminar y por cárcavas, que dan lugar a niveles excesivos de turbidez en las aguas receptoras y a repercusiones ecológicas y físicas en lugares alejados, de los lechos de ríos y lagos, en donde se produjo la deposición. Los altos niveles de turbidez en las aguas receptoras limitan la penetración de la luz solar en la columna de agua, lo que limita o impide el crecimiento de las algas y de las plantas acuáticas enraizadas. Por otro lado, los niveles altos de sedimentación en los cursos de agua, además de favorecen la colmatación de embalses, dan lugar a la perturbación física de las características hidráulicas del cauce, pudiendo tener graves efectos en la navegación, por la reducción de la profundidad, y favorecer las inundaciones, por la reducción de la capacidad de flujo de agua. Otra dimensión del problema es de naturaleza química y respecta a la parte de los sedimentos constituidos por limo y arcilla que es transmisora primaria de productos químicos adsorbidos, especialmente fósforo, plaguicidas, y la mayor parte de los metales. Numerosos estudios han mostrado que mucho del nitrógeno, especialmente orgánico, y más del 90% del fósforo son transportados con los sedimentos desde las parcelas agrícolas hasta los cursos de agua (Troeh *et al.*, 1999). La contribución de los sedimentos a la contaminación química está relacionada con el tamaño de los sedimentos y al volumen del carbono orgánico en las partículas asociadas con los sedimentos. Se suele considerar que la fracción químicamente activa de un sedimento es la que mide menos de 63 μm (limo+arcilla), que en el caso del fósforo y de los metales es de importancia decisiva, debido a la gran superficie externa de estas partículas. El fósforo y los metales suelen tener fuerte atracción a los lugares de intercambio de iones, que están asociados con las partículas de arcilla y con los recubrimientos de hierro y manganeso que se dan normalmente en estas partículas pequeñas (FAO, 1997).

La erosión, con la consecuente pérdida de suelo, representa también un costo neto para la agricultura en cuanto que significa una pérdida de tierra productiva, así como de nutrientes y materia orgánica que deben substituirse por fertilizantes, lo que obliga al agricultor a efectuar considerables desembolsos si desea mantener la productividad del suelo (FAO, 1994).

Es importante definir algunos conceptos básicos relacionados con los procesos de erosión y sedimentación, que son la *tasa de erosión del suelo* (“Soil Erosion Rate”), *coeficiente de aporte de sedimentos* (“Sediment Delivery Ratio-SDR”) y *coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos* (“Sediment Enrichment Ratio-SER”). La *tasa de erosión del suelo* es calculada con modelos de simulación y cuantifica la pérdida anual media de suelo que ocurre en una distancia lineal; uno de los modelos más conocidos y más usados es la *RUSLE* (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard *et al.*, 1997). El *coeficiente de aporte de sedimentos* se utiliza para indicar hasta qué punto el suelo erosionado (sedimentos) se almacena dentro de la cuenca, y se define así:

$$SDR = \text{Producción de sedimentos cuantificada} / \text{Erosión bruta de la cuenca}$$

El *coeficiente de aporte de sedimentos* es muy variable y siempre inferior a uno, pero se trata de un concepto fundamental para comprender los procesos de erosión y sedimentación y la manera en que se producen en el tiempo y el espacio (Walling, 1983).

El *coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos* es muy importante para entender los efectos y costo económico de las pérdidas de productos químicos de los campos, y se define así:

$$SER = \text{Concentración del producto químico "x" en los sedimentos transportados} / \text{Concentración del producto químico en el suelo}$$

La importancia del *coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos* estriba en el hecho de que los sedimentos tienen progresivamente una textura más fina que el material original, y por lo tanto con una concentración mayor de productos químicos (fósforo, metales, nitrógeno orgánico, plaguicidas).

El mapa de la Figura 2.4 resulta de la integración de información relativa al *índice de erosividad* de la precipitación, *erodibilidad de los suelos*, cubierta vegetal y pendientes, y se refiere al riesgo de pérdida de suelo actual para el territorio continental portugués. Por una interferencia más acentuada de una o más de las variables que están contempladas en la elaboración del mapa, se observa que hay algunas zonas de Portugal seriamente amenazadas por fenómenos de erosión hídrica, sobre todo el sur del país por la extensión continua de territorio. La zona en que se localiza la cuenca de estudio, presenta un riesgo moderado de erosión hídrica, que podría cambiar por alteración de la situación agrícola actual.

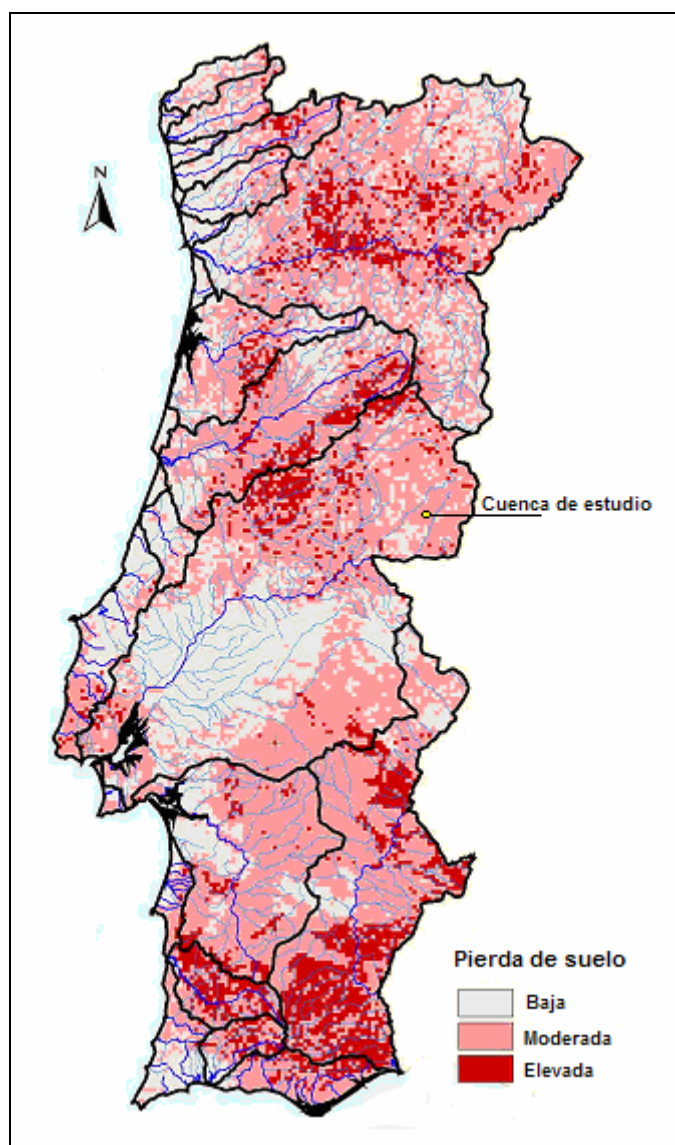


Figura 2.4 – Índice de pérdida de suelo para Portugal integrando el *índice de erosividad* de la precipitación, *erodibilidad de los suelos*, *cubierta vegetal* y *pendientes* (adaptado de INAG, 2002).

2.2.5. Sales

Las concentraciones elevadas de sales en las varias ubicaciones del ciclo de estas sustancias, dependiendo de su naturaleza, pueden causar inconvenientes de orden económico, ambiental y social. Esto es un problema que ocurre normalmente en condiciones climáticas particulares y típico de las zonas regables en que se usa agua con elevada salinidad, como parámetro importante en la calidad del agua para riego (Umali, 1993), y frecuentemente por reutilización del agua de riego en zonas de riego aguas abajo (Mateos *et al.*, 2000; Aragués y Tanji, 2003). La salinización del suelo ha sido la causa más importante de la degradación de regadíos antiguos (Mesopotamia), lo que contribuyó a la desaparición de estas civilizaciones. El problema es también actual, donde todos los años se degradan, especialmente en las regiones con clima caliente y seco, miles de hectáreas para la actividad agrícola. Incluso en los países con

elevada tecnología agrícola, como es el caso de los *EE.UU.*, el problema de salinización se puede plantear de forma preocupante (Raposo, 1996). El enriquecimiento de sales del suelo puede resultar de un proceso de meteorización de sus constituyentes, y hablaremos de un fenómeno de *salinización natural o primaria*, o bien de la incorporación artificial en forma de abonos o con el agua de riego, y se trata de un proceso de *salinización* denominada *secundaria* (FAO, 1985). Por lo tanto, la mayor o menor abundancia de sales en el suelo, en un momento dado, es el resultado de su acumulación por causas naturales, por la actividad humana o por ambos motivos a la vez. Representa además un estado de equilibrio dinámico entre las varias formas coexistentes de las sales en cada compartimiento de su ciclo, o sea, adsorbida en las partículas de arcilla y materia orgánica, en la solución del suelo, y precipitada (MAPA, 1996), como es especificado en la Figura 2.5. Las formas referidas de las sales son fácilmente intercambiables sobre todo en condiciones de humedad del suelo.

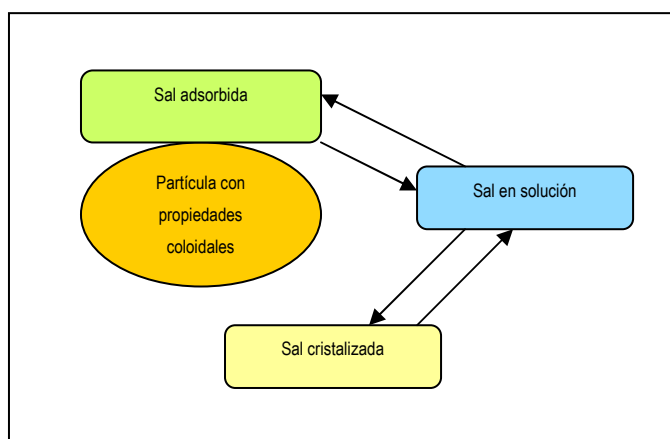


Figura 2.5 – Dinámica de las sales en el suelo.

La proporción de sales adsorbidas, en cuanto proceso electroestático, depende de la naturaleza de las partículas del suelo y de las sales, determinando la energía de retención de los iones, y del equilibrio existente en la solución del suelo. La existencia de proporciones elevadas de sales en el complejo de cambio del suelo, sobre todo de sales que se disocian en iones positivos monovalentes como el sodio, determina condiciones muy perjudiciales para las condiciones físicas del suelo, por ser impedimento de un buen estado de agregación del suelo (Aragués, 1995). La precipitación ocurre preferencialmente con sales con coeficiente de solubilidad baja, que raramente alcanzan en solución concentraciones intolerables para el crecimiento de las plantas, y en condiciones de baja humedad del suelo. Por el contrario, las sales que en condiciones de humedad del suelo se encuentran en solución incluso para concentraciones elevadas, fácilmente pueden afectar el desarrollo de los cultivos por desequilibrios nutricionales. En todo caso, la salinidad perjudica siempre el crecimiento de las plantas por el *efecto osmótico*, disminuyendo la disponibilidad de agua y dando lugar a una situación de escasez fisiológica de agua (Hillel, 2000). En la selección de los cultivos reside una margen de maniobra de los agricultores en las áreas afectadas por la salinización, al cambiar para cultivos más tolerantes a la salinidad, como son la cebada y el arroz.

Dada la solubilidad de las sales en el agua, ésta es el vehículo en los ecosistemas agrícolas, estando la dinámica de las sales fuertemente relacionada con la dinámica del agua. Tomemos el esquema

de la Figura 2.6 como representación de un sistema agrícola de riego limitado inferiormente por una superficie freática, y en el que está implantado un determinado cultivo cuyas raíces alcanzan una cierta profundidad.

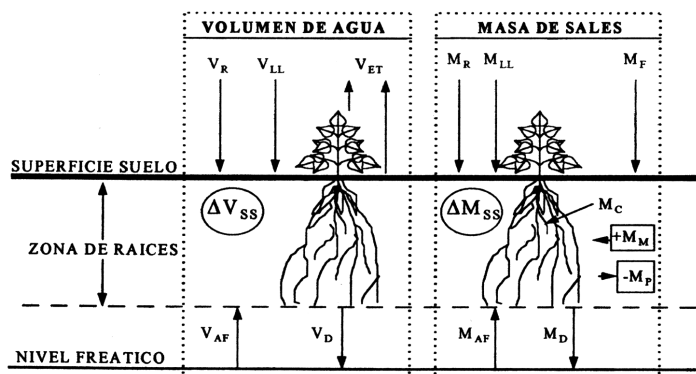


Figura 2.6 – Balance de agua y sales en la zona de las raíces de los cultivos (Aragués y Cerdá, 1998).

En este sistema agrícola y según la Figura 2.6, la ecuación general del balance de agua en el suelo toma la forma:

$$\Delta V_{SS} = (V_R + V_{LL} + V_{AF}) - (V_{ET} + V_D) \quad (2.1)$$

donde:

- ΔV_{SS} – variación del volumen de agua en la zona de las raíces;
- V_R – volumen de agua de riego;
- V_{LL} – volumen de agua de la lluvia;
- V_{AF} – volumen de agua de la capa freática que entra en la zona de las raíces;
- V_{ET} – volumen de agua de la evapotranspiración;
- V_D – volumen de agua que percola por debajo de la profundidad de las raíces.

En el mismo hipotético sistema agrícola y considerando el esquema de la figura anterior, la ecuación general del balance de sales en el suelo es:

$$\Delta M_{SS} = (M_R + M_{LL} + M_{AF} + M_F + M_M) - (M_D + M_C + M_P) \quad (2.2)$$

donde:

- ΔM_{SS} – variación de la masa de sales disueltas en la solución del suelo en la zona de las raíces;
- M_R – masa de sales en el agua de riego;
- M_{LL} – masa de sales en el agua de la lluvia;
- M_{AF} – masa de sales en el agua de la capa freática que entra en la zona de las raíces;
- M_F – masa de sales soluble incorporada en el suelo con los fertilizantes o enmiendas;
- M_M – masa de sales soluble resultante de la meteorización de los minerales y disolución de los depósitos salinos;
- M_D – masa de sales en el agua que percola por debajo de la profundidad de las raíces;
- M_C – masa de sales absorbida por el cultivo como nutrientes;
- M_P – masa de sales que precipita debido a la evapoconcentración de sales en el suelo.

Considerando la dinámica del agua y de las sales en el suelo, traducida por las ecuaciones anteriores, todos los flujos de agua que participan en el balance de agua (R , LL , AF , D) llevan asociados un flujo de sales, excepto el flujo de la evapotranspiración (ET) que es agua pura. Los flujos de sales que no se relacionan con los flujos de agua son, como entradas, los derivados de las fertilizaciones y enmiendas (F) y de la meteorización de los minerales y disolución de los depósitos salinos (M), y, como salidas, los resultantes de la absorción por los cultivos (C) y de la precipitación en condiciones de poca humedad del suelo (P). Si el resultado de la ecuación del balance de sales es positivo, se produce una acumulación de sales en la zona de las raíces de las plantas, contribuyendo a la salinización del suelo. Si, por el contrario, el balance es negativo, se reduce la masa de sales en la zona de las raíces, y se ha producido un lavado del suelo. En un determinado sistema agrícola, se considera que el balance de sales es adecuado cuando el nivel de salinización del suelo es compatible con el rendimiento esperado del cultivo (Aragués y Cerdá, 1998).

Por la interpretación de las ecuaciones de balance de agua y sales en el suelo, también se deduce por qué la salinización es un problema típico de las regiones calientes y secas, y de las zonas regables donde se usa agua de baja calidad. De las regiones calientes y secas, porque las condiciones climáticas provocan una elevada evapoconcentración de sales en el suelo, y, por otro lado, no ocurre durante la estación de la lluvia precipitación suficiente que provoque un lavado eficiente de sales en el suelo. Es un problema de algunas zonas regables porque se incorpora en el suelo agua de mala calidad, con elevadas concentraciones de sales.

2.3. La contaminación del agua en la Directiva Marco del Agua

En 20 de junio de 2000 el Consejo de Ministros del Ambiente de la Unión Europea comprobó el texto final de la Directiva Marco de Aguas (*DMA*). La designación oficial ha sido Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y Consejo, que establece un marco de acción comunitaria en el dominio de la política del agua. Sin embargo, fue en el año 1982, doce años antes de la aprobación final, que en un consejo de ministros responsables en política del agua se reconocieron las limitaciones de las directivas aprobadas hasta esa fecha. El enfoque de las cuestiones de los recursos hídricos se ha dirigido a una visión más integradora de su gestión, y deteniendo la atención en fuentes de contaminación ignoradas o poco consideradas hasta aquí, como la contaminación difusa de origen agrícola. No obstante, en algunos países desarrollados la sensibilización sobre estas cuestiones y la toma de medidas para su mitigación empezó muchos años antes. Ejemplo de esto es la aprobación en los *EE.UU.* de la *Clean Water Act* en 1972, que reconoce la importancia de la contaminación de los recursos hídricos superficiales (Correia, 2003).

Algunas ideas se perfilan como fundamentales en la *DMA* como garante de su aplicabilidad, coherencia y sustentabilidad. Desde luego se considera que el agua no deberá ser considerada como un bien económico y comercial como los demás, sino un patrimonio que debe ser protegido y tratado como tal. La cuenca hidrográfica surge, en el ámbito de esta directiva, como la unidad básica de planeamiento y

gestión de los recursos hídricos, haciendo depender cualquier orientación puntual de toda la realidad funcional de aquella unidad territorial. Esta idea, por otra parte ya utilizada en muchos países, es un tributo de la *DMA* a las políticas de uso del suelo y ordenamiento del territorio. Otro eje fundamental de la *DMA* es la denominada *calidad ecológica* del agua, que supera, aunque considere, los enfoques fisico-químico-biológicos actuales, orientando la calidad del agua hacia el correcto funcionamiento de los ecosistemas. La preocupación de la calidad del agua no se centra exclusivamente en los parámetros relacionados con los varios usos del agua, sino que contempla también su inestimable valor ecológico que supone incluido el valor paisajístico (Carreño *et al.*, 2003; Henriques *et al.*, 2000). Salvaguardando los buenos principios formulados en la *DMA*, la acuidad de los conflictos sociales, políticos y judiciales en torno de la gestión del agua en algunos países, como España, hace ineludible un debate sereno, profundo y plural en los ámbitos técnico, político y social sobre todas las facetas concernientes a la gestión de los recursos hídricos, antes de la transposición, y en futuras enmiendas, de los buenos principios de la *DMA* (Cabrera *et al.*, 2004).

Concerniente a la contaminación y calidad del agua, uno de los objetivos clave de la *DMA*, como señala Prat (2001) "... es la protección de las aguas superficiales, de los estuarios, las costas y las aguas subterráneas en todo el territorio de la Comunidad Europea para promover un consumo sostenible del recurso y garantizar una mejora de los ecosistemas acuáticos. El estado ecológico que definirá la calidad de los ecosistemas se centra especialmente en la condición de los elementos biológicos del sistema, lo cual resulta la gran novedad de esta directiva, ya que hasta el momento calidad era sinónimo de una larga lista de características fisicoquímicas del agua. El objetivo final es tener el mayor número posible de masas de agua con buen estado ecológico, lo que exige conocer cuál es el buen estado ecológico de cada uno de los tipos de masas de agua definidos, así una buena tipología es clave para poder definir el estado ecológico". Sin embargo, si la definición del estado ecológico es más o menos clara, su medida, por el contrario, resulta compleja por cuanto están todavía por establecer los valores de referencia para todos los parámetros que la directiva indica (Prat *et al.*, 2000).

Para alcanzar los objetivos medioambientales definidos en la *DMA*, sobre todo el buen estado ecológico del agua superficial terrestre, es necesario movilizar los recursos afines de esta temática y realizar una labor de investigación adaptada a cada realidad. Una cuestión que se perfila como de gran importancia considerando que el riesgo para la calidad ecológica del agua no es un concepto estático, es la necesidad de relacionar la calidad espacial y temporal del agua con los aspectos bióticos de los ecosistemas (Donohue *et al.*, 2005). Para realizar la investigación referida anteriormente, hay que atender a la exigencia prevista en el artículo 8 de la *DMA* "elaboración de programas de monitorización del estado ecológico del agua por forma a permitir un análisis coherente y exhaustivo del estado del agua en cada región hidrográfica" (Comunidade Europeia, 2000), lo que viene siendo desarrollado en Portugal (Rodrigues *et al.*, 2003) y en España (Almagro y Cebrián del Moral, 2004). El principio del contaminador-pagador preconizado en la *DMA* se presenta como otra medida que puede contribuir a alcanzar la buena calidad del agua. Efectivamente, se garantizará que hasta 2010 las políticas de tarificación del agua previstas en la *DMA*, siendo esperable que (Comunidade Europeia, 2000): "los precios incentiven un uso eficiente del agua", y "la contribución adecuada de la industria, los hogares y la agricultura a la recuperación de los costes de los servicios del agua, aunque se podrán tener en cuenta los

aspectos sociales, medioambientales, económicos de la recuperación de costes y las condiciones geográficas y climáticas". Esta se presenta como una buena intención, mientras que poco esclarecedora en la conjugación de las tarificaciones de consumo y de contaminación del agua, poniendo algunos estudios en causa la política de precios del agua como instrumento para alcanzar el buen estado de calidad del agua (Martínez y Albiac, 2004).

Conjuntamente a la cuestión inaplazable de la calidad del agua, no se puede olvidar la dimensión social de la aplicación de la *DMA*. Estudios efectuados muestran que el impacto combinado de un aumento de costos de producción, vía el precio del agua, con la reducción de los precios de los productos agrícolas, vía la nueva política de la *PAC*, puede afectar a gran parte de los regadíos, haciéndolos inviables, y, en todo caso, reduciendo significativamente los ingresos de los agricultores (Berbel Vecino *et al.*, 2001; Merino de Diego, 2004).

2.4. Modelación del proceso de la contaminación difusa

La modelación ha adquirido una relevancia decisiva en todos los procesos relacionados con la actividad humana. En los últimos años se han desarrollado, o perfeccionado, un gran número de modelos hidrológicos, que normalmente también simulan la calidad del agua. De entre estos destacamos los que tienen vocación para cuencas agrícolas, simulando los efectos de las prácticas agrícolas en el transporte de contaminantes hacia las aguas superficiales. En la Figura 2.7 se puede analizar la conceptualización de la hidrología de una cuenca, con indicación de los procesos relacionados con la contaminación difusa y los compartimientos donde son originados y por donde pasan los contaminantes, con mayor o menor tiempo de permanencia. La intensidad e importancia de cada uno de los flujos presentes en la Figura 2.7 depende de las condiciones hidrológicas en cada período de tiempo.

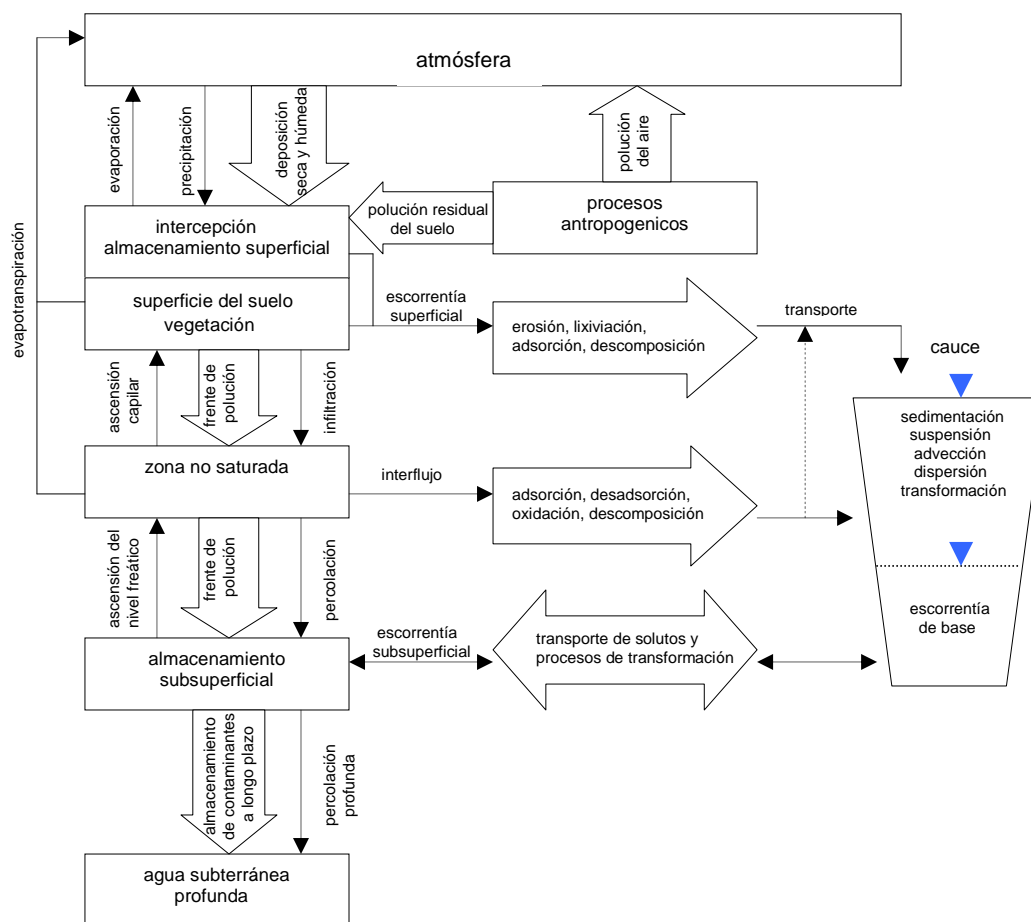


Figura 2.7 – Modelo conceptual de la hidrología de una cuenca, con la indicación de los procesos de contaminación difusa de los recursos hídricos (adaptado de Thornton *et al.*, 1999).

En la actividad agrícola, la modelación, de base física o empírica o bien una conjugación de las dos, es de una importancia estratégica, dado que permite ponderar rápidamente situaciones alternativas de uso de suelo y sus impactos a diferentes niveles (Kite y Droogers, 2000; Lorite, 2002). Los modelos de simulación, una vez calibrados para condiciones específicas, son herramientas muy útiles en un primer análisis de las buenas práctica agrícolas.

Dado que una gran parte de los modelos de calidad del agua son aplicados a la escala de la cuenca, es importante que el tratamiento de los parámetros se haga de una forma distribuida. Esta aproximación contempla la división de la cuenca en subcuencas o celdas homogéneas con características uniformes de suelo, cultivos, pendiente, etc. Cada celda o unidad es descrita individualmente, pero se conecta con las celdas arriba, recibiendo los flujos de estas, o con celdas abajo, drenando los flujos para estas. Es decir, en cada celda hay un *input* y un *output*, siendo posible hacer un balance de volumen o de masa para un determinado intervalo de tiempo (Novotny, 2003). Como ejemplo citamos el modelo *EPIC* (*Erosion-Productivity Impact Calculator*) (Williams *et al.*, 1983), no distribuido, y el modelo *AnnAGNPS* (*Annualized Agricultural Nonpoint Source*) (Cronshe y Theurer, 1998), que es un modelo distribuido. Para operar los modelos de una forma distribuida, son necesarias herramientas de análisis espacial, que inicialmente eran interfaces desarrolladas específicamente para algunos modelos. Con la difusión de los

SIG (Sistemas de Información Geográfica), se han desarrollado versiones integradas en *SIG* con una capacidad mayor de edición y análisis de datos. Como algunos autores refieren (Berry *et al.*, 2003), una de las claves para la conservación del suelo y agua y de una manera general la sostenibilidad global del ambiente, es la utilización de herramientas informáticas que permitan una conservación de precisión de los recursos naturales.

Los diferentes modelos de simulación de calidad del agua se han desarrollado considerando la escala de simulación. Así, existen modelos orientados a objetivos muy específicos que simulan el transporte de nutrientes en una columna de suelo, como por ejemplo el modelo *SOIL (Simulation Model for Soil Water Movement and Heat)* (Jansson, 1991). Otros que simulan a la escala de una parcela agrícola, como el modelo *GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems)* (Knisel y Davis, 1999). Los modelos que simulan a la escala de cuenca usan los mismos principios que los que simulan a una escala más baja, pero extendiéndoles a un escenario de varios usos del suelo; un ejemplo de este tipo de modelos es el *AnnAGNPS* (Cronshey y Theurer, 1998), ya mencionado anteriormente.

Hay muchos otros aspectos (escala de tiempo, intervalo de tiempo para computación, producción de los cultivos, transporte de nutrientes, etc.) según los cuales los modelos son concebidos y que hacen que sean más indicados para situaciones particulares, lo que determina que haya que realizar un trabajo previo de selección de un modelo que sirva los propósitos de un determinado estudio.

3.

DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA DE ESTUDIO Y MATERIALES Y MÉTODOS DE CAMPO

Los trabajos de campo se iniciaron con la selección de la zona de estudio y de la sección del arroyo principal que definiese una cuenca con una extensión razonable. El área, no siendo demasiado extensa, debería tener una extensión suficiente para que se manifestasen todos los procesos hidrológicos esperables en una cuenca regada, y previstos por el modelo *AnnAGNPS*. Se ha atendido a que la cuenca de estudio debería tener un patrón de cultivos diversificado y ser representativa de la zona regable donde se encuentra. Su localización hay sido también condicionada por la facilidad de acceso, ya que sería un lugar a donde desplazarse asiduamente, particularmente para la recogida de muestras de agua y medición de los caudales.

3.1. Localización y caracterización del área de estudio

En esta sección del manuscrito se identifica la zona donde está localizada la cuenca de estudio y se caracterizan su entorno físico (topografía, suelos, hidrología), y la actividad humana en ella desarrollada.

3.1.1. Localización de la cuenca de estudio

La cuenca de estudio se localiza en territorio portugués, en la comunidad de Beira Interior y en la comarca de Idanha-a-Nova (Figura 3.1). Es una zona que hace frontera, al este, con la comarca de Alcántara (España) y, al sur, con el río Tajo en su recorrido internacional. En el ANEXO 3.1 se puede ver la localización de la cuenca de estudio en la *Zona Regable de la Campiña de Idanha*.

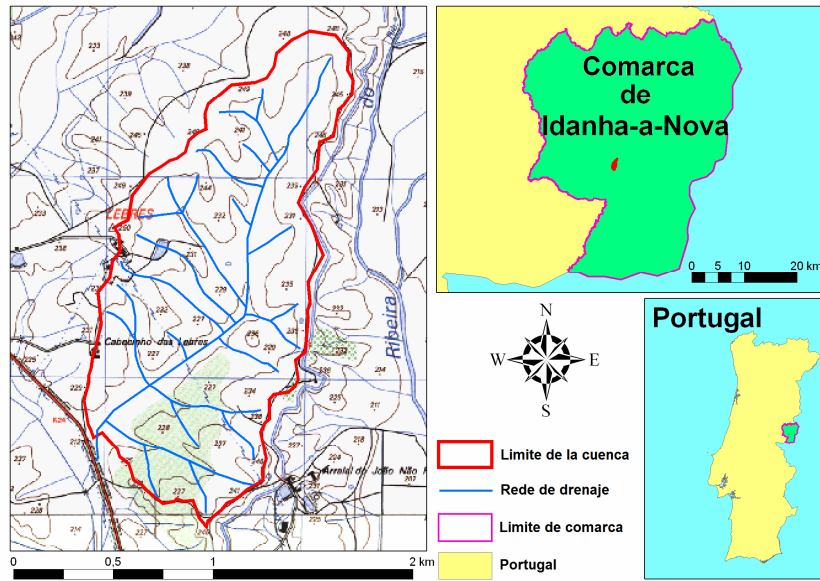


Figura 3.1 - Localización de la cuenca de estudio.

En la parte portuguesa del tramo internacional del río Tajo, conjuntamente con parte del recorrido aguas arriba de algunos de sus afluentes, se hay constituido un parque natural, que impone algunas restricciones en las formas de ocupación del territorio (Figura 3.2). También en el territorio español se está en vías de constituir, por su riqueza biótica, un área natural protegida similar.

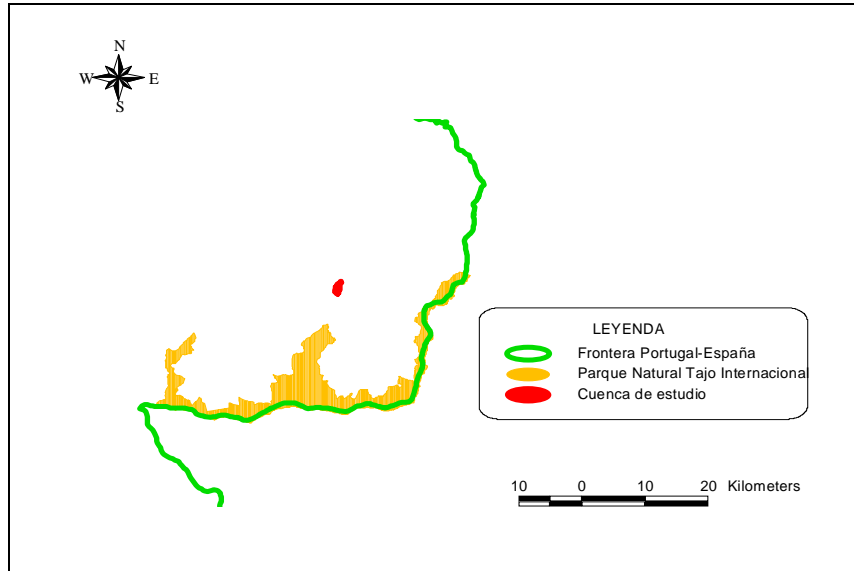


Figura 3.2 – Localización de la cuenca de estudio, cerca del *Parque Natural del Tajo Internacional*.

La comarca de Idanha-a-Nova es cortada principalmente por tres pequeños ríos (Erges, Aravil y Ponsul) que corren de norte a sur, y que son afluentes del Tajo. Dentro de aquella comarca, la zona de estudio se localiza en la *Zona Regable de la Campiña de Idanha*, teniendo por esto en algunas de sus

áreas un aprovechamiento agrícola intensivo. Uno de estos aprovechamientos es el tabaco, que tiene aquí condiciones edafoclimáticas muy buenas, lo que hacen de esta zona una de las principales de Portugal en la producción de este cultivo. Desde el punto de vista social, esta zona es casi exclusivamente agrícola, complementada con actividad forestal y pecuaria, que antes de la implementación del regadío se dedicaba al cultivo de cereales de secano y pastoreo. La base geológica de esta región es de rocas graníticas, esquistosas y algunos afloramientos cuarcíticos, donde asientan, cerca de algunos de los ríos tributarios del Tajo, algunas manchas de depósitos de altiplano por alteración del curso de aquellos ríos (Silva, 1999).

3.1.2. Caracterización de la Zona Regable de la Campiña de Idanha

Esta zona regable ha sido, en parte debido a su interioridad, a la pobreza relativa de su entorno y a las buenas condiciones edafoclimáticas, la primera implementada en territorio portugués. Su construcción se inició en 1935 y se terminó completamente en 1950, beneficiando un área de 8198 hectáreas. El agua de suministro a la zona regable proviene del embalse de Idanha, localizado en el río Ponsul. Es un embalse con una presa de altura máxima 44 metros, con una capacidad útil de almacenamiento de 377.3 hm³ de agua drenada de una cuenca con un área de 359 Km². La competición por el agua por parte de otros sectores (industria, consumo doméstico) casi no existe, y tampoco hay restricciones del suministro, exceptuando algunos años muy secos en que puede haber restricciones de agua o incluso no regarse, como ocurrió en el año 1993. Para la distribución del agua ha sido construida una red de riego con una extensión total de 294503 metros, de los cuales 116923 metros constituyen red primaria y 177580 metros red secundaria (Faria y Paz, 2002). En la Figura 3.3 se puede observar un tramo de un canal conductor del agua, con una estructura hidráulica de control de los caudales.



Figura 3.3 – Tramo de un canal conductor del agua, con una estructura hidráulica de control de los caudales.

Para garantizar los caudales convenientes en la red de riego, han sido instaladas dos estaciones de bombeo, que garantizan 3275 l s⁻¹ y 650 l s⁻¹, respectivamente, la de Aravil y la de Ladoeiro. El agua se cobra en función del área de riego declarada y de la categoría de capacidad de uso del suelo para

regadío (7 categorías de suelos), siendo esta fracción cobrada regando o no, y en función de los cultivos (maíz, tabaco y otros cultivos). Se cobra adicionalmente una tasa de riego para áreas que se riegan exteriormente a la zona regable.

Los principales cultivos de esta zona regable son maíz, tabaco (que se introdujo en 1977), cultivos de praderas y forrajes para alimentación de ganado ovino y bovino, algunas hortícolas y, en los años 1994, 1995 y 1996, el girasol también tuvo una implantación considerable. En el principio de la década de 1990 el tomate para industria también tenía alguna importancia, pero desapareció tras el cierre de la planta de transformación que existía en la zona. En los últimos años se ha asistido a una disminución del área de los dos principales cultivos de esta zona regable (maíz para grano y tabaco), en parte anticipando la situación desfavorable que la nueva *Política Agrícola Común (PAC)* trae para estos cultivos. Esta es una situación que viene preocupando a los agricultores de la zona: ¿cuál será el panorama para la actividad agrícola, competitiva o no, en un futuro más o menos próximo? En contrapartida, algunos cultivos han incrementado con vista a la alimentación del ganado, como es el caso del maíz para forraje y el sorgo. La Figura 3.4 muestra la distribución de cultivos en las campañas de riego 2004 y 2005, ilustrando igualmente la realidad en los últimos años y la tendencia de cambio. Así, se puede constatar de forma más evidente un aumento significativo del área de sorgo forrajero en detrimento del maíz para ensilaje, por representar un menor costo para la alimentación del ganado. También es evidente la disminución del área de maíz para grano, que se hay convertido, en la mayoría de los casos, en áreas de barbecho, por, según los agricultores, producirse una disminución de los márgenes económicos de este cultivo en los últimos años. El área del tabaco se hay mantenido prácticamente inalterable, dado que continúa siendo un cultivo lucrativo y porque las ayudas se mantienen ligadas cincuenta por ciento a la producción. Sin embargo, la disminución del área de este cultivo en los próximos años, y probablemente su completa sustitución, es inevitable, dada la disminución progresiva de las ayudas comunitarias.

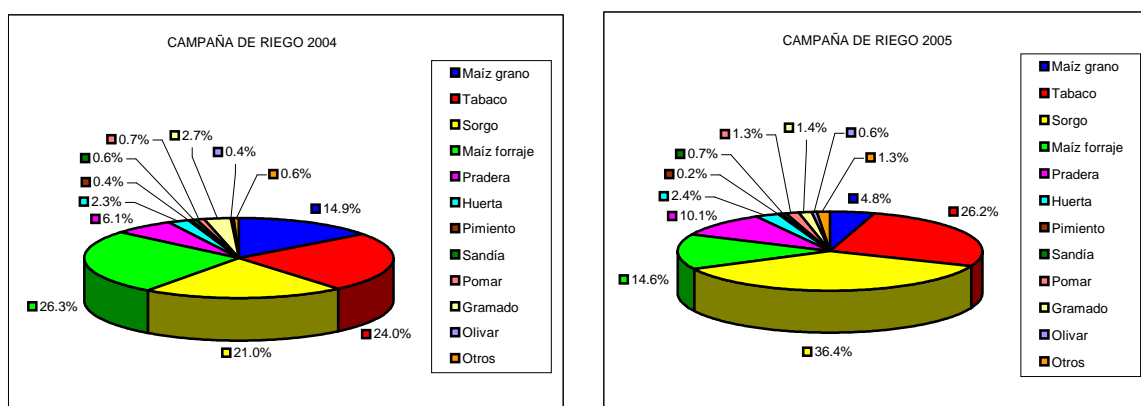


Figura 3.4 – Distribución de los cultivos de riego en la Zona Regable de la Campiña de Idanha en las campañas de riego de 2004 y 2005 (ARBI, 2004; ARBI, 2005).

En estos mismos años, como se puede constatar en la Figura 3.5, en la zona regable se han regado entre 2500 y 3000 hectáreas, que corresponden al 36.3% y 30.5% del área total de la zona beneficiada en las campaña 2004 y 2005, respectivamente. La reducción del área de regadío en la

campeña de 2005, sobre todo las áreas de maíz, y la reducción del área de los cultivos no regados, principalmente cereales de invierno, corresponde a un aumento del área de barbecho en la misma proporción. El área de ocupación forestal y viña se ha mantenido prácticamente inalterable en los dos años agrícolas en análisis. Actualmente, se vive un período de incertidumbre en lo que puede constituir alternativa al actual esquema de cultivos en la *Zona Regable de la Campiña de Idanha*. Se piensa que continuará aumentando el área de barbecho hasta que se definan opciones aceptables para los agricultores.

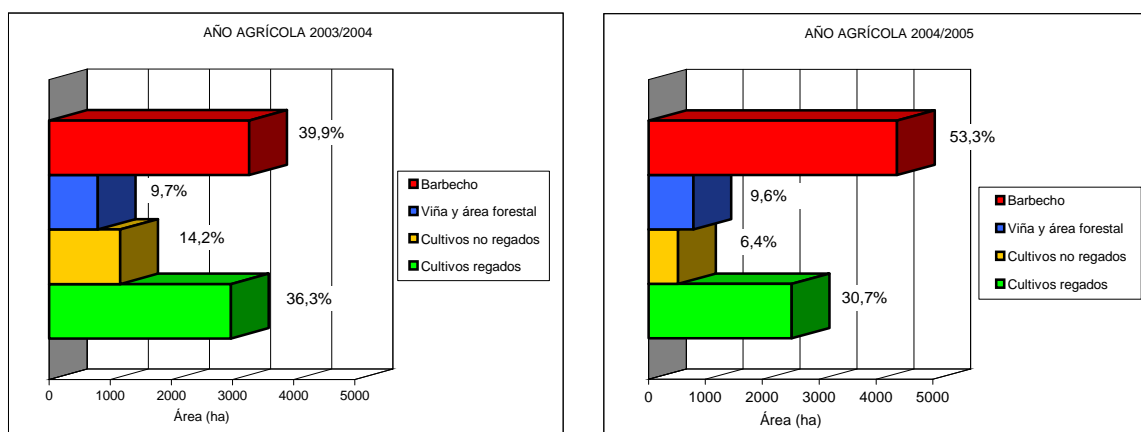


Figura 3.5 – Usos del suelo en la *Zona Regable de la Campiña de Idanha* en los años agrícolas 2003/2004 y 2004/2005 (ARBI, 2004; ARBI, 2005).

3.1.3. Caracterización fluvio-morfológica

Las características fluvio-morfológicas de una cuenca definen en gran parte su comportamiento hidrológico. La cuenca de estudio presenta una jerarquía fluvial de 3^{er} orden y tiene un área de 189 hectáreas y un perímetro de 6510 metros.

3.1.3.1. Topografía

La cuenca de estudio presenta una forma típica para cuencas de esta extensión, que es la forma alargada, a pesar de su *Índice de compacidad* ser próximo a uno. Su *Factor de forma* (0.36) está de acuerdo con el de las cuencas alargadas, salvando las restricciones de aplicación de estos conceptos a cuencas muy pequeñas (ASCE, 1996). En la Figura 3.6 podemos observar la topografía de la cuenca en plano y en panorámicas 3D con cotas aumentadas 3 veces, para una mejor percepción. La orientación de la dimensión alargada de la cuenca es SW/NE, con límites bien demarcados en sus líneas de separación de aguas. Las cotas varían entre 248 metros de altitud, en el extremo NE en una zona altiplana, y 212 metros de altitud, en la sección de control de la cuenca.

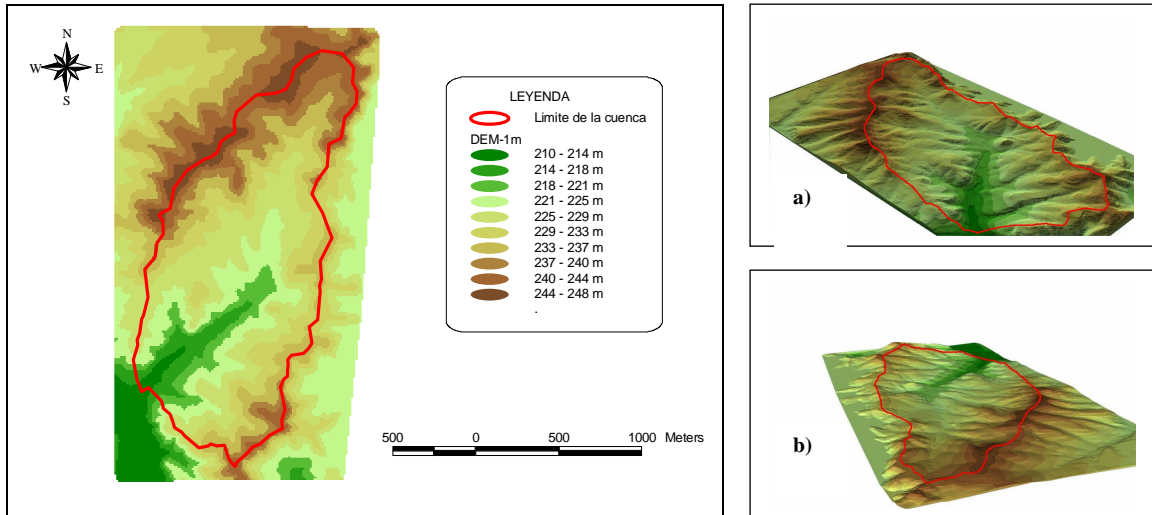


Figura 3.6 - Topografía general de la cuenca de estudio y panorámica 3D (cotas aumentadas 3x) desde aguas abajo (a) y desde aguas arriba (b).

Otra forma de apreciar la topografía de la cuenca es a través de un mapa de pendientes (Figura 3.7). En este documento cartográfico se puede constatar que las clases de pendiente más representativas son las de 0-2% y 2-4%, lo que se puede relacionar con zonas casi llanas y otras levemente onduladas. Sin embargo, se observan algunas pequeñas áreas de pendientes más elevadas dentro de la cuenca, que son elevaciones puntuales, no constituyendo impedimento a su aprovechamiento agrícola si se toman algunas medidas básicas de conservación del suelo. Es notorio en los límites S, SE y NE de la cuenca, y exterior a estos, zonas de pendiente acentuada, presentándose algunos casi como terreno escarpado.

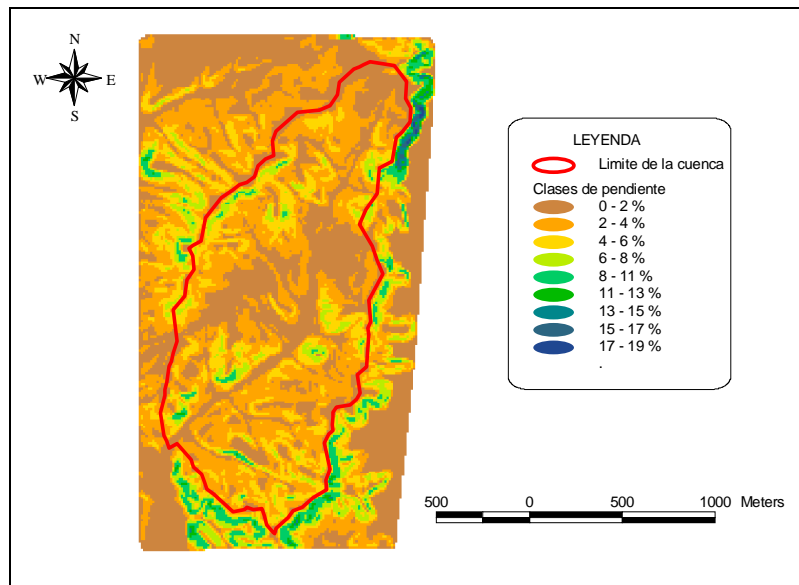


Figura 3.7 - Pendientes de las laderas de la cuenca de estudio.

3.1.3.2. Red de drenaje natural

En la red de drenaje de la cuenca se distinguen cauces no estables, o sea una parte por donde se encamina la escorrentía que no tiene concentración suficiente para tener un recorrido estabilizado, y

cauces estables. En la Figura 3.8 se puede observar toda la red de cauces y, sobrepuesta, solamente la red estabilizada; ésta se evaluó en el campo a través de una metodología que será explicitada en la sección 6.4.2.4. de este documento. La red de drenaje fue digitalizada a partir de la *Carta Militar de Portugal, Serie M888*, con escala 1:25000. En la misma Figura 3.8 se observa la localización de dos pequeñas balsas de agua, alimentadas por la red de distribución de la zona regable, y que sirven como depósitos de compensación para las modalidades de riego practicadas. Por su localización, en las cabeceras de cauces de 1^{er} orden, y por su extensión, 1302 m² y 4891 m² la más pequeña y la mayor, respectivamente, no tendrán una influencia significativa en el régimen hidrológico de la cuenca, ni en lo que respecta al efecto de laminación de crecidas, ni en la deposición de sedimentos arrastrados con la escorrentía.

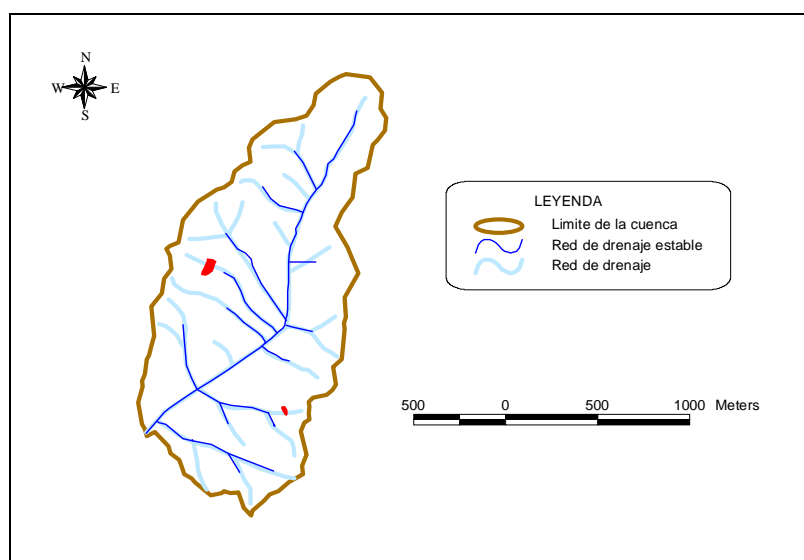


Figura 3.8 - Red de drenaje natural estabilizada y no estabilizada, y localización de dos pequeñas balsas de agua (áreas en rojo) en la cuenca de estudio.

El área de esta cuenca (189.01 hectáreas) es drenada por un conjunto de 28 canales o cauces, totalizando una longitud de 6913 metros. El cauce principal presenta una longitud de 2300 metros y la misma orientación que la cuenca, teniendo los afluentes directos una orientación más o menos transversal al cauce principal (Figura 3.8). El parámetro *Densidad de drenaje* (ASCE, 1996), como un valor indicativo del grado de desarrollo de la red de drenaje, es 12.17 m ha⁻¹ o 1.22 km (km²)⁻¹. Estos son valores propios de una cuenca bien drenada, lo que significa también que, relativamente a su comportamiento hidrológico, tendrá una respuesta más o menos rápida a lo que ocurra en la cuenca en términos de escorrentía superficial. Valores de *Densidad de drenaje* de este orden están relacionados con la topografía ondulada de la cuenca y, además, con la hidrología subterránea de esta área, que favorece las condiciones para la escorrentía superficial (Horton, 1945). No se trata, en esta situación, de ningún substrato rocoso a pequeña profundidad, sino de una capa impermeable próxima a la superficie, que tiene el mismo efecto en esta interacción entre la hidrología superficial y subterránea de la cuenca.

Se constata en casi todos los cauces de la red de drenaje la existencia de vegetación ribereña, con una función bastante importante para la avifauna de la zona, y una función de galería de protección a los

cauces en lo relativo a la calidad del agua y a la ocurrencia de erosión en sus taludes. Efectivamente, esta vegetación tiene una función de depuración del agua que es canalizada a los cauces, y tiene una función mecánica retirando energía a la escorrentía (Tabacchi *et al.*, 2000). Hasta mitad de la longitud del cauce principal, aparecen, con una frecuencia equivalente, chopos (*Populus nigra* L.), sauces (*Salix atrocinerea* Brot.) y zarzas (*Rubus ulmifolius* Schott); en la restante parte de la red de drenaje aparecen solamente zarzas y otra vegetación arbustiva o herbácea. En la Figura 3.9 se muestra el aspecto de la vegetación ribereña cerca de la sección de control de la cuenca, donde se destacan sobre todo los chopos.



Figura 3.9 - Aspecto de la vegetación ribereña existente en el cauce principal, cerca de la sección de control.

3.1.4. Suelos

Las características de la gran parte de los suelos de esta cuenca están determinadas por fenómenos geológicos que tienen que ver con la deposición de elementos gruesos a altitudes más elevadas de la de los cauces tributarios del río Tajo, que tiene parte de su curso muy cerca de esta zona. Estos suelos, que tienen un porcentaje bastante elevado de elementos gruesos, ocupan una gran parte de las zonas de altitudes más elevadas de la cuenca como puede ser observado en la Figura 3.10, y, por su pedogénesis, se encuadran en la categoría de *Cambisols* (FAO, 1998). En las zonas donde este fenómeno de deposición no hay sido tan acentuado, o donde posteriormente ha ocurrido transporte acentuado de estos elementos gruesos, el proceso pedogenético predominante no es de deposición, sino de alteración y transporte dentro del perfil del suelo. Estos procesos están relacionados con la otra parte significativa de suelos existentes en la cuenca, los *Albeluvisols* (FAO, 1998), que presentan un horizonte de acumulación de arcilla a una profundidad de 30-40cm; los contenidos de arcilla no son suficientes para considerar estos suelos como *Luvisols* (FAO, 1998). El horizonte de acumulación de arcilla, con espesura variable, es impermeable al agua, lo que es agravado con las sucesivas actuaciones de la maquinaria agrícola. Existe otra dos categoría de suelos que tiene poca representatividad en la cuenca, los *Fluvisols* (FAO, 1998) o suelos de aluvión, presentes en las márgenes de los cauces en extensión variable (Figura 3.10). Se pueden

distinguir entre estos los no hidromorficos, que ocurren en las márgenes del cauce principal aguas arriba, y los hidromorficos, localizados más cerca de la sección de control de la cuenca, en una zona prácticamente llana y que está durante gran parte del año bajo condiciones de encharcamiento. Hay que decir que la división de la cuenca en zonas de suelos con características afines, con vista a la introducción de datos en el editor de *AnnAGNPS*, hay sido más pormenorizada, identificando unas diez unidades-suelo, como se puede ver en la Figura 6.18.

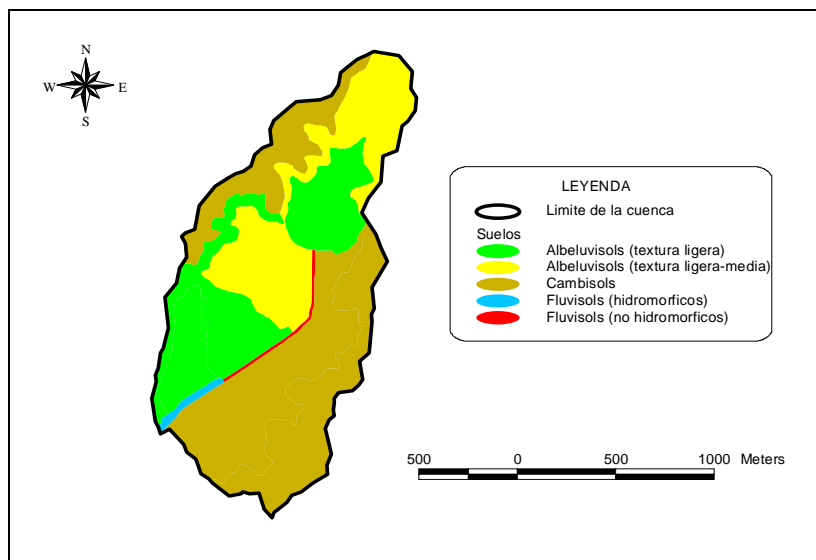


Figura 3.10 - Categorías de suelos en la cuenca de estudio (nomenclatura de la FAO).

3.1.5. Clima

La estación meteorológica más cercana de la cuenca de estudio, con series de datos de 30 años, relativos a varias variables climáticas que interesa considerar, es la de Castelo Branco, que dista de la zona de estudio cerca de 20 Km. Al utilizar las series de datos meteorológicos de un período de tiempo largo, a efectos de caracterización climática, de la estación de Castelo Branco como representativa de la zona de estudio, pensamos no ser muy desajustado dada la proximidad de las dos zonas y la similitud de las dos situaciones climáticas. La observación e interpretación de los datos de las Tablas 3.1 y 3.2 y de la Figura 3.11 permiten fácilmente concluir que se trata en definitiva de un clima Mediterráneo continental. La precipitación media anual es 781 mm (serie de datos de 1961-1986), con un período seco y caluroso durante los meses de verano. La temperatura media diaria oscila entre los 8.3 °C en enero y los 24.5 °C en agosto, una amplitud térmica propia de las zonas con una marcada interioridad.

Tabla 3.1 – Valores de temperatura y precipitación relativos a la estación meteorológica de Castelo Branco, para la serie de años 1961/1986 (Instituto de Meteorología, datos no publicados).

MES	TEMPERATURA DEL AIRE (°C)					PRECIPITACIÓN (Rp) (mm)				
	Valores medios			Valores absolutos		Número de días			Valores absolutos	
	Mensual	Máxima	Mínima	Máxima	Mínima	Rp≥0.1mm	Rp≥1.0mm	Rp≥10.0mm	Max diaria	Total
Enero	↓ <u>8.3</u>	12.1	↓ <u>4.5</u>	21.6	-3.0	12.0	10.0	4.0	74.8	114.2
Febrero	9.4	13.4	5.4	22.4	-2.9	11.8	10.2	4.3	↑ <u>115.0</u>	↑ <u>119.3</u>
Marzo	11.3	16.0	6.6	27.0	-2.5	9.7	7.9	2.4	62.1	70.4
Abril	13.4	18.5	9.4	30.0	0.8	9.3	7.5	2.0	52.0	62.5
Mayo	16.7	22.4	11.0	34.4	2.4	8.0	6.6	1.7	39.0	52.6
Junio	21.1	27.3	14.9	↑ <u>41.2</u>	5.6	5.4	4.4	1.2	35.5	35.2
Julio	24.3	31.5	17.2	39.8	9.6	1.4	1.1	0.3	33.4	9.5
Agosto	↑ <u>24.5</u>	↑ <u>31.7</u>	17.3	39.8	9.5	1.0	0.8	0.0	11.5	↓ <u>3.8</u>
Septiembre	22.1	28.3	15.9	39.2	7.1	4.1	3.0	0.8	44.1	27.4
Octubre	17.1	21.9	12.2	33.8	3.4	7.8	6.6	2.8	68.0	75.8
Noviembre	11.7	15.6	7.7	28.0	0.1	10.2	8.4	3.6	82.5	112.1
Diciembre	8.6	12.3	5.0	20.9	↓ <u>4.7</u>	10.9	8.7	3.3	68.4	97.9
Año	15.7	20.9	10.6	41.2	-4.7	91.6	75.2	26.4	115.0	780.7

Tabla 3.2 – Valores de evaporación, humedad relativa del aire, nubosidad (1951-1980), nieve, tormenta (1951-1980) y helada, relativos a la estación meteorológica de Castelo Branco, para la serie de años 1961/1986 (Instituto de Meteorología, datos no publicados).

MES	EVAPOR. (mm)	EVAPO TRANSP. (Penman) (mm)	HUM. RELATIVA (%)		Número de días				
			9 h	15 h	NUBOSIDAD (N) (0-10)		NIEVE	TORMENTA	HELADA
					N≥8	N≤2			
Enero	↓ <u>50.2</u>	17.0	85	71	13.5	8.6	0.1	0.1	3.3
Febrero	58.0	32.0	83	67	12.4	7.5	0.2	0.7	2.2
Marzo	87.6	73.0	74	58	12.0	7.5	0.1	0.7	0.2
Abril	103.3	98.0	70	53	9.9	9.4	0.0	1.3	0.1
Mayo	125.4	140.0	65	49	8.6	10.2	0.0	1.1	0.0
Junio	160.5	172.0	60	44	5.7	12.9	0.0	1.8	0.0
Julio	224.0	↑ <u>205.0</u>	55	34	1.8	21.5	0.0	0.9	0.0
Agosto	↑ <u>241.8</u>	180.0	53	32	2.1	20.5	0.0	0.5	0.0
Septiembre	169.8	120.0	63	41	5.5	13.9	0.0	1.2	0.0
Octubre	108.7	68.0	73	54	9.4	11.1	0.0	0.9	0.0
Noviembre	63.4	29.0	80	64	11.3	10.0	0.0	0.2	0.7
Diciembre	51.7	↓ <u>16.0</u>	83	69	11.6	9.5	0.3	0.2	3.0
Año	1444.4	1150.0	70	53	103.8	142.6	0.7	9.6	9.5

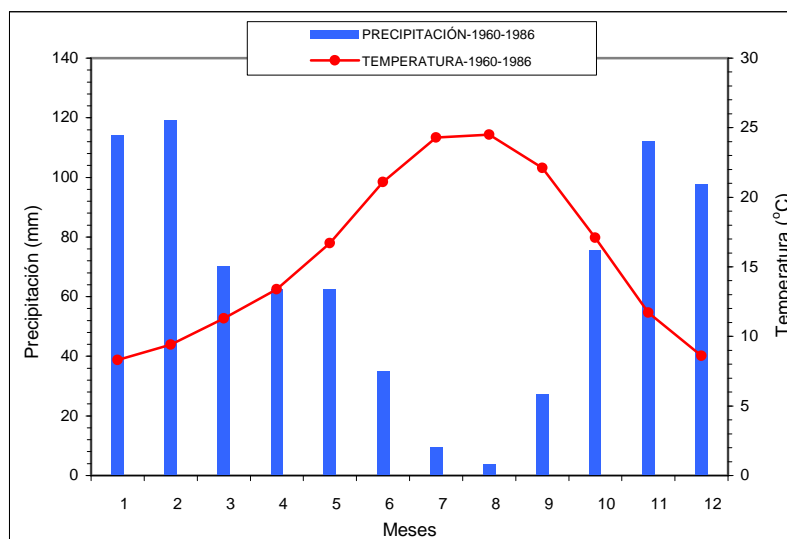


Figura 3.11 – Gráfica de temperatura y precipitación medias mensuales relativas a la estación meteorológica de Castelo Branco, para la serie de años 1961/1986 (Instituto de Meteorología, datos no publicados).

Se hace en otras secciones de este documento referencia a características climáticas de esta zona de estudio con un enfoque más concreto, como es la caracterización del régimen de lluvia de la zona y la construcción de un fichero climático con datos diarios de algunas variables, necesario para el funcionamiento del modelo *AnnAGNPS*.

3.1.6. Cultivos practicados

Los cultivos más importantes, en los años agrícolas 2003/2004 y 2004/2005 en la cuenca de estudio y en la zona regable son los mismos (maíz, tabaco y sorgo), mientras que la forma como están distribuidos es bastante diferente, como se puede constatar por comparación de las Figuras 3.4 y 3.12. La diferencia más significativa, considerando que se trata de datos relativos solamente al área regada, se refiere al maíz grano, que en la cuenca tiene presencia en el 70% y el 30% de la superficie en los años 2004 y 2005, respectivamente, y en la zona regable se queda solamente en 18% y 4,8%, respectivamente. A esta diferencia contribuyó el hecho de que parte de la cuenca sea cultivada por el mayor agricultor de maíz grano de la zona regable, y incluso uno de los mayores del panorama agrícola portugués. En lo que se refiere al tabaco, su presencia se ha mantenido casi constante en la zona regable en las dos campañas de riego, al mismo tiempo que en la cuenca la representatividad de este cultivo más que se duplicó, dada la disminución significativa del maíz grano en la campaña de riego de 2005. Para el sorgo, la tendencia relativa de expansión en las dos campañas de riego es la misma en la cuenca y en la zona regable.

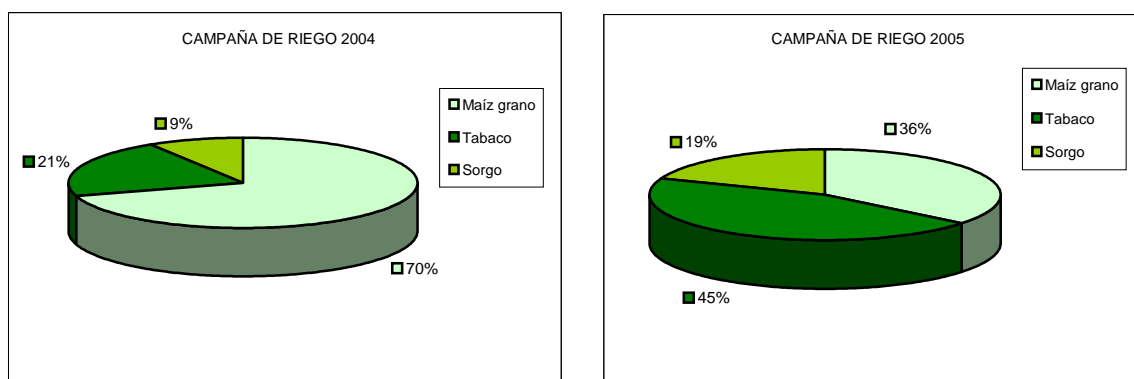


Figura 3.12 – Distribución de los cultivos de riego en la cuenca de estudio en las campañas de riego 2004 y 2005.

En lo que concierne a la situación del área regada, también se pueden constatar diferencias apreciables (Figuras 3.5 y 3.13), siendo el aprovechamiento del área beneficiada por el regadío francamente mayor en la cuenca de estudio (55.2%) que en la zona regable (36.3%) en la campaña 2004; la situación se altera substancialmente en la campaña 2005 cuando el aprovechamiento se queda casi en los mismos valores. En la cuenca de estudio, la disminución del área de regadío a menos de la mitad en la campaña de riego 2005, con el correspondiente aumento de área de barbecho, ha tenido implicaciones evidentes en el régimen hídrico de la cuenca durante la estación de riego.

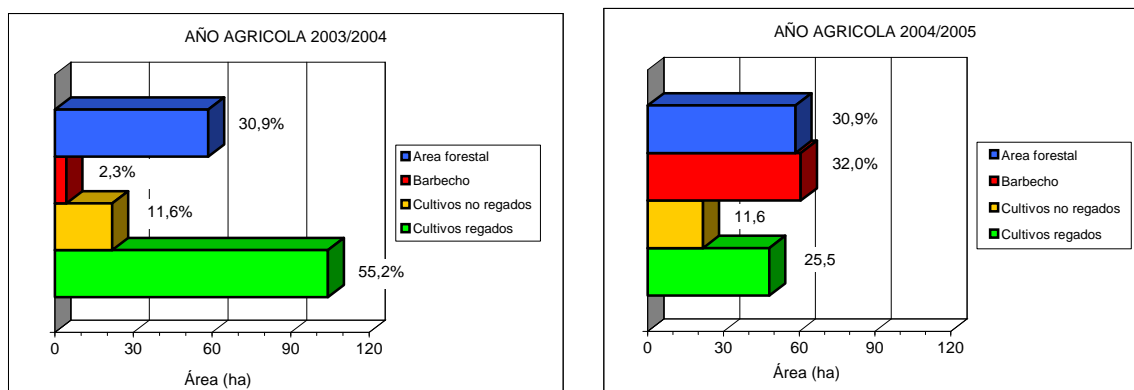


Figura 3.13 – Usos del suelo en la cuenca de estudio en los años agrícolas 2003/2004 y 2004/2005.

Esta cuenca tiene un mosaico de cultivos (Figuras 3.14 y 3.15) que se puede revelar muy interesante para estudios centrados en la temática de la contaminación difusa originada por la actividad agrícola. Efectivamente, la existencia de tres zonas bien distintas en términos de usos agrícolas, a saber: zona de aprovechamiento no agrícola (área forestal de robles y alcornoques dispersos), zona de aprovechamiento agrícola intensivo en monocultivo (maíz), que en el año agrícola 2004/2005 se ha mantenido en barbecho (Figura 3.15), y zona de diversidad de usos agrícolas con parcelas de menores dimensiones, permite evaluar de qué forma usos tan distintos de suelo contribuyen a la contaminación difusa de los recursos hídricos.

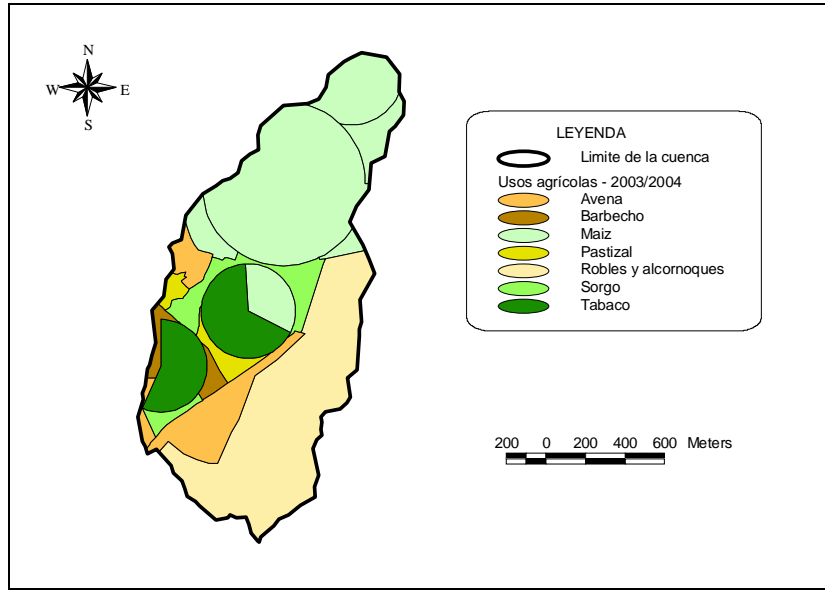


Figura 3.14 - Usos del suelo en la cuenca de estudio en el año agrícola 2003/2004.

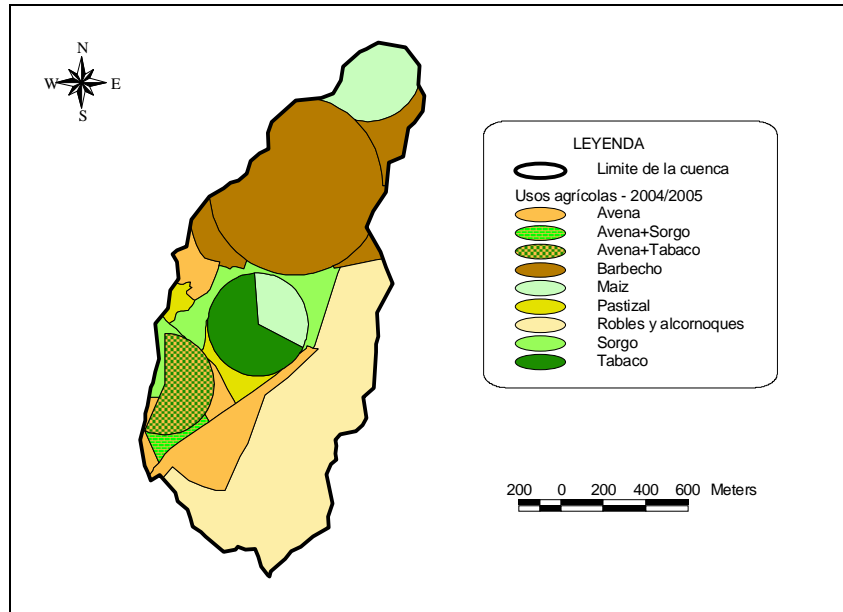


Figura 3.15 – Usos del suelo en la cuenca de estudio en el año agrícola 2004/2005.

En el año agrícola 2004/2005 se ha intensificado el uso agrícola de algunas parcelas, que en la Figura 3.15 corresponden a Avena/Sorgo y Avena/Tabaco, siendo ocupadas con cultivos de invierno (forrajeras) y luego con cultivos de regadío, consecuencia de la necesidad de alimentación adicional del ganado de este agricultor. La Figura 3.16, referente al año agrícola 2005/2006, incorpora solamente la información de los cultivos de invierno y de los usos plurianuales, siendo de prever que la situación relativa a los cultivos de riego no sea muy diferente de la campaña de riego del año anterior.

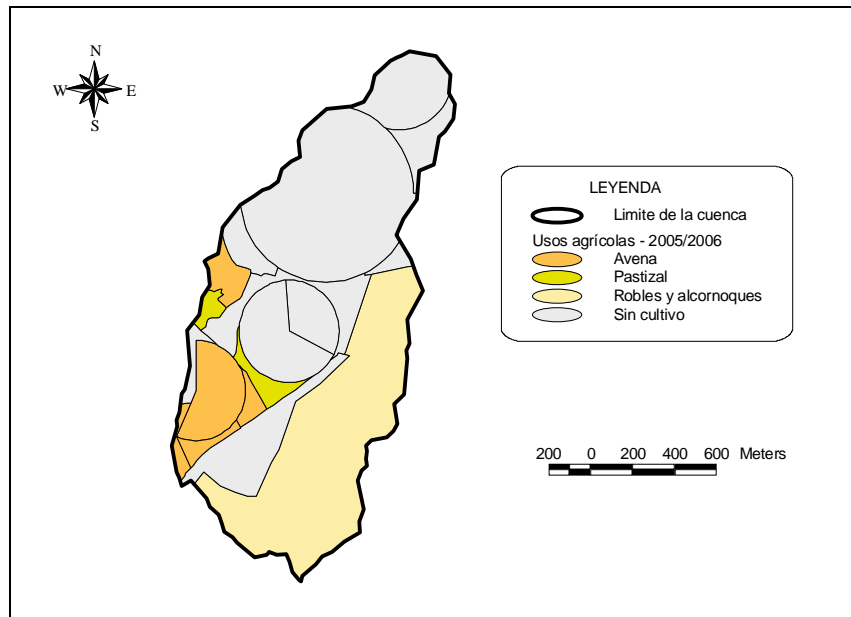


Figura 3.16 – Usos del suelo en la cuenca de estudio en el año agrícola 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

La parte de robles y alcornoques dispersos se puede considerar en barbecho más prolongado, ya que no está cultivada desde hace varios años; se localiza en la parte este de la cuenca, ocupando suelos de poca aptitud agrícola. Esta área, que ahora tiene también un aprovechamiento cinegético y forestal, fue en tiempos cultivada con cereales de invierno y actualmente tiene el aspecto que se observa en la Figura 3.17a. La gran mancha de maíz para grano se localiza en la parte norte de la cuenca, más alejada de la sección de control de la cuenca, y ocupa la zona de suelos con mejor aptitud agrícola.

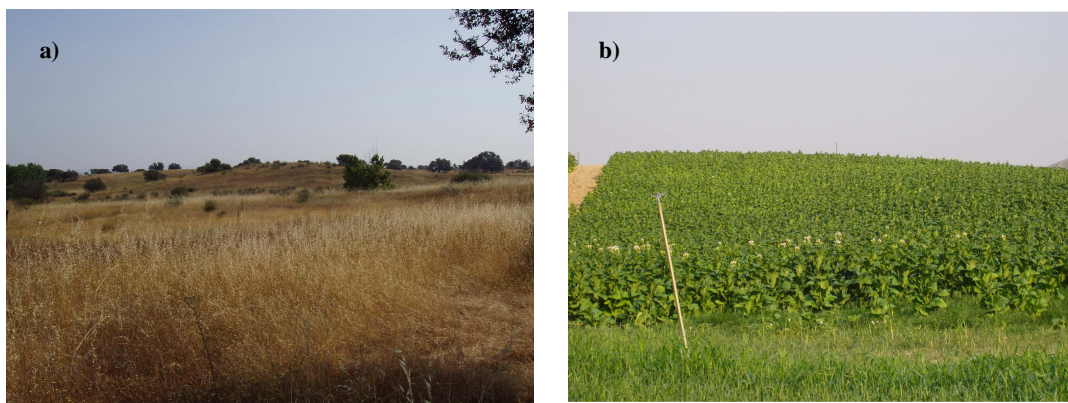


Figura 3.17 – Aspecto del uso del suelo con robles y alcornoques dispersos, con una cubierta del suelo bastante eficiente (a), y aspecto del cultivo del tabaco iniciando la floración (b).

El tabaco y el sorgo se cultivan en la parte más baja de la cuenca, ocupando también algunas manchas de buenos suelos. En la Figura 3.17b se puede ver un aspecto del desarrollo pujante del tabaco en inicio de la floración. Este panorama de cultivos en la cuenca de estudio puede mudar radicalmente en los próximos años, como consecuencia de las directrices de la nueva PAC, previéndose como alternativas los cultivos bioenergéticos (sorgo y otros), el olivar y la viña, y en menor escala algunos hortícolas

(Avillez *et al.*, 2004). Algunos de los cultivos, como son la avena y el sorgo, se hacen teniendo en cuenta la alimentación del ganado ovino.

3.1.7. Sistemas de riego

Cuando la *Zona Regable de la Campiña de Idanha* fue proyectada, en los años 30, se vivía un período de gran disponibilidad de mano de obra agrícola. Esta realidad, unida a la relativa poca divulgación de otros sistemas de riego, determinó que esta zona regable fuera pensada para riego de superficie. Así ha funcionado durante algunas décadas hasta que progresivamente, desde hace más o menos 20 años, ha venido a ser sustituido por sistemas de riego por aspersión. Su eficiencia y automatización han convencido a gran parte de los regantes, hasta el punto de que actualmente casi no se practica el riego de superficie. Este aspecto de modernización de los sistemas de riego ha tenido un obvio incremento en el aumento de la productividad del agua en esta zona regable (Playán y Mateos, 2006). De entre los métodos de riego por aspersión, el que domina la situación actual es el *pivot* o pivote central, que a pesar de su costo inicial tiene en su operación grandes ventajas. En el ANEXO 3.1 se puede ver la presencia que los *pivots* tienen en esta zona regable, viéndose en la Figura 3.18a un ejemplo de un *pivot* regando maíz. El riego por aspersión con coberturas fijas o móviles es otro método que tiene presencia, pero lo habitual es que este método ocupe las áreas irregulares que se quedan entre *pivots* o en los bordes de las parcelas. En la Figura 3.18b se observa una de estas situaciones, tratándose de una cobertura móvil dispuesta en triángulo regando sorgo para alimentación del ganado.

Con la introducción de los métodos de riego por aspersión, sobre todo los *pivots*, los agricultores se encontraron con el problema de no disponer de caudales distribuidos suficientes para la alimentación de estos equipos. La solución ha sido la construcción, en las fincas, de balsas de regulación alimentadas por la red de distribución de la zona regable. Con las balsas llenas de agua, son los agricultores quienes hacen la gestión del agua almacenada en sus fincas. Es esperable que este esquema de distribución del agua genere algunos conflictos puntuales, sobre todo entre los agricultores que se sitúan en los tramos terminales de la red de distribución.

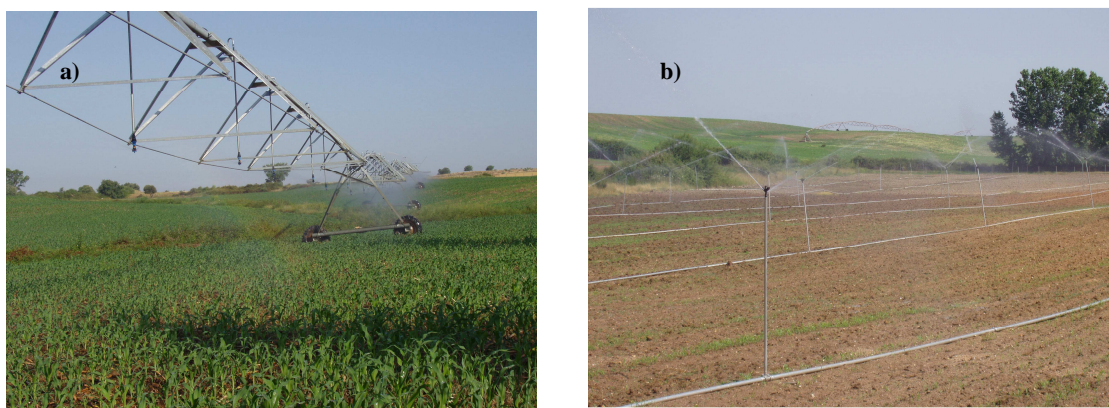


Figura 3.18 – *Pivot* equipado con difusores suspendidos regando maíz (a), y sistema de riego por aspersión con disposición en triángulo, regando sorgo (b).

3.2. Metodologías y técnicas experimentales

Una de las principales necesidades en los estudios orientados a la caracterización y posterior prevención de la contaminación originada en los sistemas agrícolas, es la identificación de las prácticas que influyen la dinámica del sistema suelo/agua (ACIAR, 2001). Los modelos pueden ser buenas herramientas para el estudio de las relaciones entre las condiciones de la cuenca y la calidad del agua, pero hay que tener presente que la recolección de datos de campo detallados es uno de los caminos más importantes para incrementar la capacidad de los modelos (Bhuyan *et al.*, 2001).

3.2.1. Reconocimiento y caracterización de los suelos

La información de los suelos de la zona de estudio que existía cuando empezamos este trabajo, era la cartografía en la escala 1/50000, y la que fue recopilada durante el estudio previo de la zona regable. La primera, dado la escala en que se encuentra publicada, no tiene rigor suficiente para este estudio que se centra en una escala de trabajo más detallada; la segunda información disponible se refiere solamente a una parte de la cuenca, ya que la otra parte se queda fuera del área regable inicialmente establecida, y por lo tanto no fue incluida en el reconocimiento de los suelos de la zona. Ante esta disponibilidad de información de los suelos, hemos decidido hacer un trabajo de base de reconocimiento y caracterización de los suelos de la cuenca de estudio, usando alguna de la información existente, solicitando ayuda a técnicos con experiencia, y siguiendo una metodología que se describe a continuación. Lo que se pretendía con este trabajo era establecer y definir las unidades cartográficas (unidades-suelo) y hacer un mapa georeferenciado en entorno SIG, y en cada unidad cartográfica hacer una recolección de muestras para la determinación de las características de los suelos. Cada muestra se supone que es representativa de la correspondiente unidad-suelo, y como está identificada y georeferenciada, el modelo establece relación entre las características y la localización en la cuenca. La metodología usada sigue la descrita en Porta *et al.* (1999) y que pasamos a describir. La primera fase ha sido de búsqueda de antecedentes, revisando documentos disponibles sobre el clima, suelos, geología, hidrología y cultivos de la zona en que se inserta la cuenca de estudio. A continuación se ha hecho un trabajo de fotointerpretación con fotografías aéreas recientes de la zona, para un primer intento de establecer áreas de suelos diferentes para esta escala de trabajo; en esta fase se hace una primera localización de los sitios de recolección de muestras. Es importante referir que, sobre todo en esta fase, hemos tenido la ayuda de un técnico experimentado en este trabajo, que curiosamente estaba ultimando los trabajos de reconocimiento y cartografía de los suelos de la región centro de Portugal, en que se localiza la zona de estudio. Con estos primeros elementos, se ha hecho una prospección de campo intentando establecer algunas relaciones suelo-paisaje (relieve, geología, hidrología, vegetación) e interactuar con lo que ya estaba hecho de fotointerpretación. Analizada la información disponible, se han recogido muestras de suelo en los sitios definidos en la fotointerpretación y ajustados con algunas visitas al campo. La interpretación de las características de los suelos resultantes del análisis de laboratorio, conjugada con nuevo trabajo de fotointerpretación y de prospección de campo, permitió establecer de

forma definitiva las unidades cartográficas y elaborar el mapa correspondiente (Figura 3.10). La observación del mapa de suelos permite deducir que en algunas zonas de la cuenca existe buena relación suelo-paisaje, atendiendo a la geología y la topografía de la zona, más concretamente una influencia marcada de la topografía en los depósitos de altiplano de los *Cambisols* (FAO, 1998).

3.2.2. Instalación de un aforador para control de los caudales

Los trabajos de campo con vista a la instalación de un aforador y estación hidrológica, en la sección de control de la cuenca de estudio, se iniciaron con la selección de un tramo del cauce conveniente para este propósito. Así, la localización de la estación hidrológica debería situarse en una zona libre, de fácil acceso, y el tramo seleccionado del cauce debería tener pendiente favorable a un buen funcionamiento del aforador, como estructura hidráulica. A continuación, con auxilio de un nivel topográfico, se hizo un levantamiento topográfico detallado de la zona de intervención, como ilustra la Figura 3.19, presentándose algunos de los datos en el ANEXO 3.2.

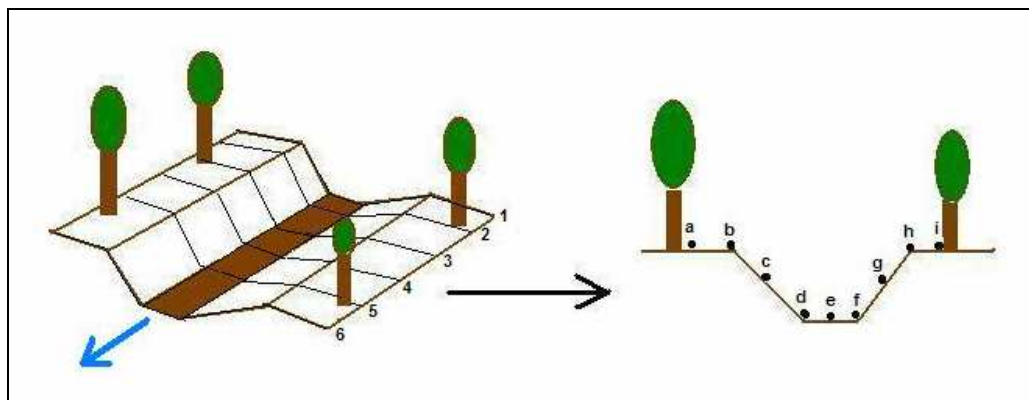


Figura 3.19 – Plano de como se hizo el levantamiento topográfico de la zona de instalación del aforador.

El conocimiento de la topografía pormenorizada de la zona sirvió para un primer dimensionamiento de un aforador que encajase en la forma del cauce, más concretamente en una estructura de asentamiento de hormigón. El cauce, en la zona de construcción, presentaba una forma transversal trapecial con las siguientes medidas:

- longitud del tramo de intervención – 2.30 m;
- anchura del tramo de intervención – 4.05 m + 0.4 m de cada lado para asentamiento del aforador en los bordes del cauce;
- pendiente de los taludes – 1:1.75;
- profundidad hasta la superficie de los bordes – 0.9 m;
- anchura del fondo – 0.9 m.

El aforador proyectado tiene en su estrechamiento una sección compuesta que cambia de triangular, en su parte inferior, a trapecial, en su parte superior. Esta composición permite medir grandes caudales y pequeños caudales con precisión razonable. El diseño del aforador se hizo siguiendo el método descrito en Bos *et al.* (1991). En el ANEXO 3.3 se presentan las dimensiones finales del aforador.

Hemos entendido que, por una cuestión de estabilidad, el aforador no debía asentarse directamente en el cauce, sino en un asentamiento de hormigón con las mismas dimensiones del aforador proyectado. La Figura 3.20 documenta la fase de construcción de la estructura de asentamiento del aforador. Dado que en un tramo de 2.30 metros de longitud el cauce no tenía pendiente suficiente para permitir una buena caída del agua, se levantó un poco la estructura de asentamiento del aforador para garantizar un buen funcionamiento hidráulico de éste, y que al mismo tiempo fuera más fácil la recolección de muestras de agua.



Figura 3.20 – Tramo del cauce principal donde se construyó el asentamiento de hormigón para el aforador.

Con la intención de perturbar lo menos posible el flujo en la zona de transición del cauce al aforador, se revistió de hormigón de manera que suavizara la aproximación y no creara obstáculos a la escorrentía. Igualmente, se revistió la salida del aforador, en la zona de la caída del agua, por razones de protección de la estructura de asentamiento del aforador. La Figura 3.21 muestra lo referido anteriormente, de los dos lados del aforador.



Figura 3.21 – Aspecto de la colocación de hormigón en la aproximación y salida del aforador.

3.2.3. Estación hidrológica y evaluación de los caudales

Después de concluida la instalación del aforador, se procedió al montaje de la estación hidrológica, constituida por los siguientes componentes: un sensor de ultra-sonidos para medir el nivel del

agua dirigido verticalmente a la superficie de la corriente, un *datalogger* para almacenamiento de los datos de lectura del sensor, dos baterías de 12 V instaladas en serie, cables de conexión entre estos componentes y dos cajas metálicas para alojar el sensor y el equipo restante.

La sonda de ultra-sonidos usada es identificada con la designación *The Probe-Level Monitor* de *Siemens Milltronics*, y alberga en su constitución un transductor ultrasónico y un sensor de temperatura; la Figura 3.22 muestra las dimensiones y otras particularidades de la sonda *The Probe*.

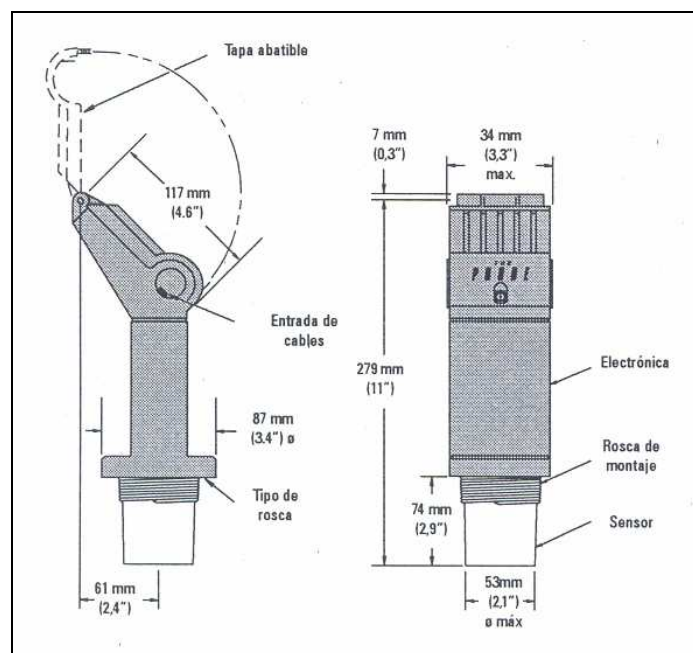


Figura 3.22 – Dimensiones de la sonda de ultra-sonidos usada en la estación hidrológica.

La sonda en funcionamiento emite una serie de impulsos ultrasónicos a partir del transductor, siendo cada impulso reflejado como un eco de la superficie a controlar y percibido por el transductor. Un filtro discrimina entre el eco verdadero del medio a medir y los ecos falsos provenientes de otros ruidos. El tiempo de ida y vuelta de cada impulso hacia y desde el medio a controlar es corregido según temperatura y se convierte en distancia visualizada en un *display/indicador* de la sonda. Este equipo deberá montarse en un área que no sobrepase los límites de temperatura especificados para su buen funcionamiento (-40↔+60°C), y que sea adecuada a las especificaciones del encapsulado y de los materiales que lo componen. La sonda deberá emitir un impulso ultrasónico claro, sin interferencias físicas en el recorrido del impulso, y perpendicular a la superficie del líquido. También en su montaje, la cara del transductor se quedará por lo menos 25 cm por encima del máximo nivel posible de la superficie a controlar, como puede verse en la Figura 3.23. La calibración de la salida de corriente eléctrica de la sonda (4-20 mA) puede efectuarse de forma que la distancia total sea proporcional o inversamente proporcional al nivel de la superficie del líquido. Se pueden efectuar varios ajustes para conseguir una operación óptima de la sonda, que explicamos a continuación y que fue nuestra opción de ajuste:

- *calibración 4 mA* – calibración del nivel alto a medir por la sonda; *nuestra opción*- medida inversamente proporcional;
- *calibración 20 mA* - calibración del nivel bajo a medir por la sonda;

- *zona muerta* – esta zona se utiliza para ignorar la zona frente al transductor, en la que los falsos ecos tienen un nivel que interfiere en el proceso del eco verdadero de la superficie del líquido; en la fábrica se introduce el valor de 25 cm, que puede incrementarse en caso necesario; *nuestra opción*- 25 cm;

- *tiempo de respuesta de la medida* – define el límite de capacidad de adaptación de la sonda a los cambios de nivel de la superficie a controlar; *nuestra opción*- 1m min⁻¹;

- *autoprotección* – si la pérdida de eco o la condición de fallo excede el período de espera (que para la opción de tiempo de respuesta de la medida de 1m min⁻¹ es de 10 minutos), se activa uno de los estados de autoprotección; *nuestra opción*- mantenido;

- *unidades* – se pueden seleccionar las unidades de medición, que también se utilizan para el ajuste de la zona muerta; *nuestra opción*- metros;



Figura 3.23 – Aspecto de la caja de protección de la sonda montada al centro de la sección de control del aforador.

El almacenamiento de los datos de lectura del nivel de la superficie de la corriente, procesados por la sonda de ultra-sonidos, se hizo con un *datalogger* con la identificación de **Testo 175-S1** (Figura 3.24), auxiliado por el *software* **Testo ComSoft**.



Figura 3.24 – El *datalogger* **Testo 175-S1**: aspecto general y conectado a las baterías y a la sonda de ultra-sonidos.

Este *datalogger* recibe corriente eléctrica del sensor de ultra-sonidos con intensidad correspondiente a cada medida efectuada. Sólo puede conectarse a circuitos eléctricos con categoría *SELV* (voltaje de seguridad extra-bajo) o *PELV* (voltaje protector extra-bajo) y de corriente continua. Los parámetros de medida son corriente eléctrica (mA) o voltaje (V), y presenta solo un canal de medición externa. Los intervalos de registro de los datos son de 1 s a 24 horas, con capacidad de memoria para 16000 lecturas. La programación del *datalogger* se hace por medio del *software Testo ComSoft*, de la forma que explicamos a continuación. Conviene decir que antes de cada programación del *datalogger* se deben leer y guardar los datos almacenados, dado que cuando se hace esta operación se borran todas las lecturas. Cuando se selecciona el *datalogger* detectado por el ordenador, aparece una ventana de selección, o menú, referente a las opciones de *Instrumento*, *Informe*, *Programas de medición*, *Sondas* y *Ajustes*, con las cuales se va a proceder a los varios ajustes convenientes. En la ventana *Instrumento* se puede leer información general sobre el *datalogger* y opciones de la programación anterior; esta ventana es solamente informativa, no pudiéndose programar desde aquí. En esta ventana aparece información como la capacidad actual de la pila, el criterio de iniciar el registro de datos, las características del equipo, la hora de inicio y el número de registros de la anterior programación. La ventana *Informe* indica como se están almacenando actualmente los datos en el *datalogger* (unidades de medida, límite inferior y superior de alarma por canal, valor máximo y mínimo almacenado). Tampoco se puede programar desde esta ventana. La ventana *Sondas* nos permite activar o desactivar la disponibilidad de las sondas unidas al *datalogger*, y conectarlas a uno de los canales disponibles que en nuestra situación es solamente uno. En la ventana de *Ajustes* se permite ajustar la fecha y hora, sincronizándolas con las del ordenador que se conecte al *datalogger*, y las funciones de visualización, que en nuestro equipo se refieren a activar o no las señales luminosas de alarma y de estado. La ventana que es más manejable es la de *Programas de medición*, permitiéndonos programar el criterio de inicio de los registros (fecha/hora, tecla del instrumento y inicio del ordenador), intervalo de medición (desde 1 s hasta 24 horas; nuestra programación hay sido de 15 minutos), criterio de finalizar (número de valores, hasta completar memoria, memoria cíclica y fecha/hora), título del programa de medición (resulta mas fácil el manejo de los datos si el título es la fecha del inicio del programa de registro de los datos) y la introducción, en una ventana propia, de comentarios relativos al presente programa de medición.

Una vez finalizada la programación, con la previa grabación de los datos del anterior programa, o antes de una nueva programación, se pueden visualizar los datos almacenados en una ventana propia con un menú o barra de herramientas. Este menú nos permite, entre otras cosas, visualizar los datos en tabla (Figura 3.25) o en grafica, activar o no la medición en tiempo real de los datos de la sonda de ultra-sonidos, copiar los datos de la tabla a una hoja de cálculo para después manejarlos más fácilmente. La opción de visualización de los datos en grafica es muy útil, ya que permite hacer un primer análisis de los datos y detectar posibles errores o anomalías.

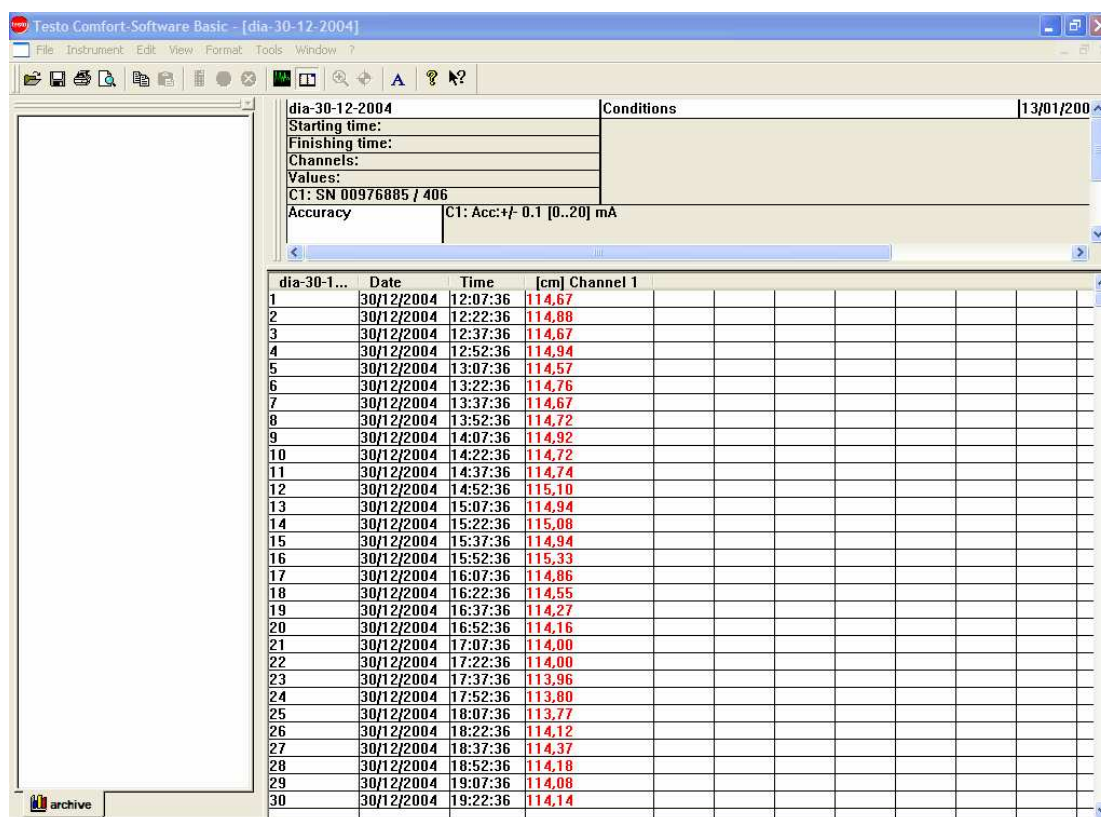


Figura 3.25 – Aspecto de la ventana con los datos almacenados tras la medición con la sonda de ultra-sonidos.

Programados el sensor de ultra-sonidos y el *datalogger* y una vez iniciado el funcionamiento de la estación hidrológica (Figura 3.26), la recolección de los datos almacenados se hace con el software de interfaz que hay sido referido (*Testo ComSoft*), a intervalos de tiempo condicionados por la carga de las baterías, que normalmente duraba para un poco más de una semana.

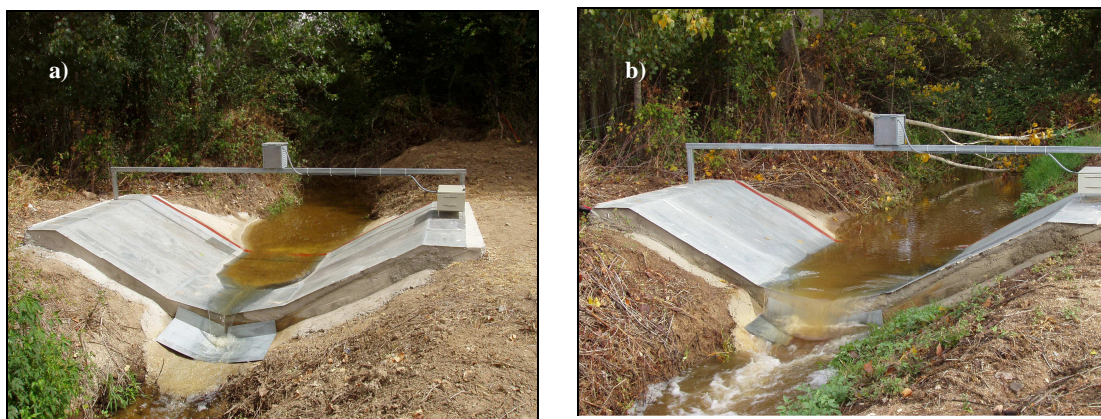


Figura 3.26 – Estación hidrológica registrando la escorrentía de retorno del riego (a), y la escorrentía resultante de la precipitación (b).

Los datos que son medidos por el sensor son las distancias entre la superficie emisora de los ultra-sonidos y la superficie de la corriente, que restada a la distancia total justo cuando la escorrentía es cero, resultan datos de profundidad de la corriente o calado. Los datos de calado introducidos en una ecuación potencia, que resulta del ajuste exponencial de la curva de descarga del aforador (obtenida según

el procedimiento presentado en Bos *et al.*, 1991), nos darán datos de caudal instantáneo. La Figura 3.27 muestra el ajuste exponencial referido, entre el calado como variable independiente y el caudal como variable dependiente, cuyos datos se pueden analizar en el ANEXO 3.4.

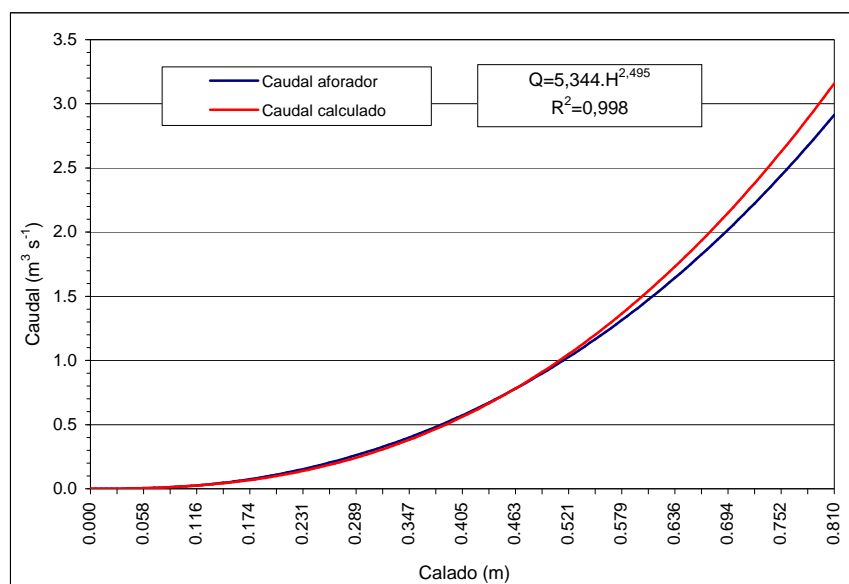


Figura 3.27 – Ajustamiento exponencial de la curva de descarga del aforador.

Los datos de caudal para cada calado son instantáneos y medidos cada 15 minutos, ya que fue para este intervalo de tiempo para el que fue programado el *datalogger*. Pero también nos interesa el volumen de agua diario drenado de la cuenca, necesario, entre otras cosas, para el cálculo de la carga contaminante diaria. Considerando esto, hemos determinado el hidrograma diario a través del método numérico de los trapecios, con intervalos de tiempo de 900 s (15 minutos) y el caudal medio en cada intervalo de tiempo, para obtención de volumen de agua en cada período de 15 minutos. En el ANEXO 3.5 se muestra un ejemplo de cálculo de la escorrentía medida en la cuenca, siguiendo los pasos mencionados arriba.

3.2.4. Recolección y análisis de muestras de agua

La recolección de muestras de agua para análisis, retrasada por contingencias varias relacionadas con la instalación del aforador, se empezó a final de julio del año 2004 en plena campaña de riego. El objetivo era hacer un control continuo de la calidad del agua drenada de la cuenca, lo que significa que la recolección y análisis de muestras de agua se debería hacer en la campaña de riego y durante los períodos del año en que ocurre escorrentía resultante de la precipitación. Las variables a analizar deberían ser algunas de las salidas del modelo *AnnAGNPS*, con el propósito de comparar los resultados simulados y observados en la escorrentía de la cuenca de estudio. Hemos elegido los parámetros nitrógeno, sedimentos y conductividad eléctrica del agua como indicador de la salinidad, como las variables de calidad del agua a controlar. Estas variables están relacionadas con algunos de los aspectos más problemáticos de la calidad del agua drenada de cuencas de regadío (Novotny, 2003). Durante la campaña

de riego se recogían también muestras de agua del canal que distribuye agua a las fincas de la cuenca, con la misma frecuencia con que se recogían del cauce, con la intención de comprender la alteración de la calidad del agua después de ser usada en la cuenca de estudio.

En ausencia de un recolector automatizado de muestras de agua, estas se recogían puntualmente a una determinada hora del día, que se asume representativa de ese día, con una frecuencia de más o menos cinco días por semana. Con el pasar del tiempo, se intentó comprender mejor el comportamiento hidrológico de la cuenca relacionado con las prácticas agrícolas, para sistematizar mejor la frecuencia de recolección de muestras de agua. Durante la estación de la lluvia, la frecuencia de recolección de muestras de agua se podría alargar un poco más, de acuerdo con las condiciones climáticas, sobre todo la precipitación, y la menor ocurrencia de operaciones agrícolas, ya que nos encontramos en una cuenca con un aprovechamiento agrícola mayoritariamente de regadío.

Después de recogidas las muestras de agua, estas eran de inmediato transportadas al *Laboratorio de Suelos y Fertilidad* de la *ESACB*, dada la relativa facilidad de alteración de los nitratos con temperaturas más elevadas. En laboratorio se procedía al análisis para la determinación de la conductividad eléctrica, el nitrógeno y los sedimentos, por las técnicas que se explican a continuación.

La **conductividad eléctrica**, como medida indirecta de la salinidad del agua, se hizo con un *conductímetro de laboratorio* con la identificación *inoLab Cond Level 1* de la *WTW*. Este instrumento tiene una función de *AutoRead* que debe estar seleccionada durante las mediciones, dado que verifica la estabilidad de la señal de medición; esta señal tiene influencia primordial sobre la reproducibilidad del valor medio de medición. Durante la programación de este instrumento, se asigna la temperatura de referencia para su funcionamiento, que puede ser indistintamente 20 o 25 °C, y después, durante las mediciones, el conductímetro hace la corrección de temperatura de acuerdo con el tipo de corrección seleccionado. La selección conviene que esté de acuerdo con la norma válida para mediciones de conductividad de aguas naturales. En la Figura 3.28 se puede observar este instrumento en medición de la conductividad de una muestra de agua, y también el aspecto de su teclado y *display*. En los ANEXOS 3.6, 3.8, 3.10 y 3.12 se registran los valores de conductividades eléctricas de todas las muestras de agua recogidas en las campañas de riego de 2004 y 2005 y estaciones de lluvias 2004/2005 y 2005/2006, respectivamente.

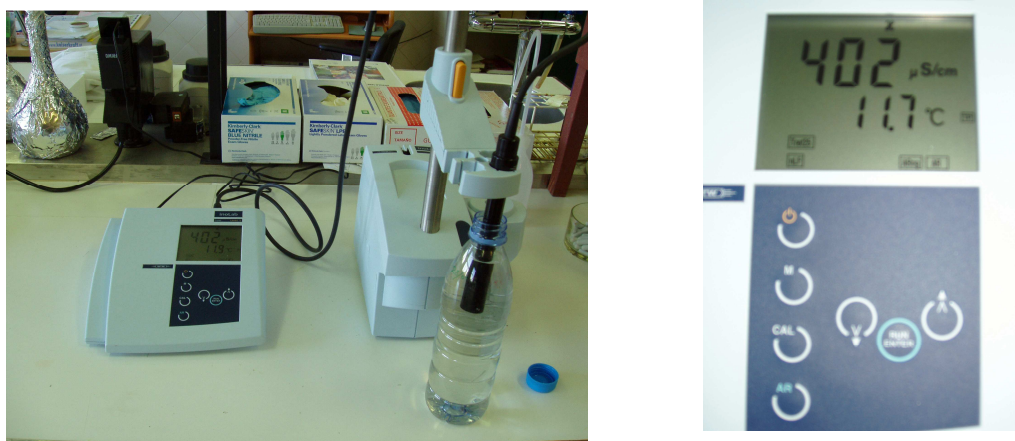


Figura 3.28 – Medición de la conductividad eléctrica del agua con el conductímetro *inoLab Cond Level 1*, y aspecto del teclado y *display* de este instrumento.

La determinación del nitrógeno se hizo usando el método que a continuación se describe (APHA, AWWA y WPCF, 1976), para las fracciones de nitrógeno amoniacal y nitritos+nitratos, dado que esta técnica laboratorial no permite la separación de estas dos fracciones del nitrógeno nítrico. Se procedió con la secuencia siguiente para la determinación del nitrógeno amoniacal.

↳ Eliminar previamente el cloro, si existiese, utilizando una proporción conveniente de un agente adecuado para este efecto, y neutralización de la muestra de agua con hidróxido de sodio ($NaOH - 1N$) o ácido sulfúrico ($H_2SO_4 - 1N$);

↳ Adicionar, a 100 ml de la muestra de agua, 5 ml de una solución tampón y ajustar el pH a 9.5 con $NaOH - 6N$;

↳ Destilar la cantidad de agua anterior, y recoger unos 100 ml del destilado en un vaso propio, donde se han puesto previamente 20 ml de ácido bórico (Figura 3.29); durante la destilación el ácido bórico cambia de su color original (púrpura) a verde, según el agua de la muestra tenga más o menos nitrógeno;

↳ Titular el destilado con una solución de $H_2SO_4 - 0.02N$, hasta que ocurra el cambio de color al color original del ácido bórico (Figura 3.29).

La concentración del nitrógeno amoniacal en el agua se calcula usando la expresión:

$$[NH_4^+](mg/l) = \frac{V_{H_2SO_4}(ml) \times 280}{V_{destilado}(ml)} \quad (3.1)$$

donde:

$[NH_4^+]$ - concentración del nitrógeno amoniacal en el agua ($mg\ l^{-1}$);

$V_{H_2SO_4}$ - volumen de ácido sulfúrico usado en la titulación (ml);

$V_{destilado}$ - volumen recogido del destilado (ml).

Este proceso prosigue con la determinación del nitrógeno nítrico+nitritos, de la forma siguiente:

↳ Al residuo de la destilación, hecha como se hay explicado anteriormente, se añade 0.5 g de *liga metálica Devarda*, destilando de nuevo y recogiendo unos 100 ml de destilado en un vaso propio, donde se han puesto previamente 20 ml de ácido bórico;

↳ Se procede a la titulación de la misma forma que para el nitrógeno amoniacal, calculándose la concentración de nitratos+nitritos por la expresión:

$$[NO_3^- + NO_2^-](mg/l) = \frac{V_{H_2SO_4}(ml) \times 280}{V_{destilado}} \quad (3.2)$$

donde:

$[NO_3^- + NO_2^-]$ - concentración de nitratos+nitritos en el agua ($mg\ l^{-1}$);

$V_{H_2SO_4}$ - volumen de ácido sulfúrico usado en la titulación (ml);

$V_{destilado}$ - volumen recogido del destilado (ml).



Figura 3.29 – Destilador usado en la determinación del nitrógeno y titulación del destilado con un dosificador digital de precisión.

Las determinaciones anteriores se hacen con repetición para una mayor seguridad en los valores evaluados, siendo el valor final la media de las dos evaluaciones. Los valores que se van obteniendo del nitrógeno se registran en una hoja de cálculo para su posterior manejo. En los ANEXOS 3.6, 3.8, 3.10 y 3.12 se pueden analizar los valores de nitrógeno amoniacal y nítrico de todas las muestras de agua recogidas en las campañas de riego de 2004 y 2005 y estaciones de lluvias 2004/2005 y 2005/2006, respectivamente.

Para la evaluación de los sedimentos en suspensión se usó la técnica *APHA, AWWA y WPCF* (1976), con determinación de los sólidos totales en suspensión, sólidos en suspensión volátiles (orgánicos) y no volátiles (minerales). La técnica de laboratorio se ejecutó de la manera que explicamos a continuación.

↪ Se pesa una pequeña cápsula de porcelana porosa en una balanza de precisión (hasta 0.0001 g), después de haber estado 1 hora en una estufa a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ y 45 minutos en un desecador para enfriar en ambiente ausente de humedad;

↪ Se toma un volumen de 150 ml de la muestra de agua, después de bien agitada, y se filtra a través de filtración en vacío, haciendo pasar el agua por la cápsula de porcelana porosa;

↪ Se seca la cápsula de porcelana en una estufa a $103\text{-}105\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante unas 2 horas, enfriándola luego en un desecador durante 45 minutos antes de pesar;

$$Cc = Bb - Aa \quad (3.3)$$

donde:

Cc – masa de sólidos totales en suspensión;

Aa – masa de una cápsula de porcelana seca a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$;

Bb – masa de una cápsula de porcelana con residuos secos a $103\text{-}105\text{ }^{\circ}\text{C}$.

↪ Se seca la cápsula de porcelana en una estufa a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante unas 2 horas, enfriándola luego en un desecador durante 45 minutos antes de pesar;

$$Ee = Dd - Aa \quad (3.4)$$

$$Ff = Cc - Ee \quad (3.5)$$

donde:

Ee – masa de sólidos suspendidos no volátiles;

Ff – sólidos suspendidos volátiles.

Dd - masa de una cápsula de porcelana con residuos secos a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$.

La concentración de sedimentos en suspensión en el agua (totales, volátiles y no volátiles) se calcula convirtiendo la masa de sedimentos en 150 ml a masa por litro (mg l^{-1}). También los valores obtenidos de sedimentos se registran en una hoja de cálculo para cálculos posteriores (ANEXOS 3.7, 3.9, 3.11 y 3.13). Los espacios vacíos en la tablas de los anexos referidos corresponden a valores obtenidos en los análisis de laboratorio que son incoherentes, dado que, cuando el agua tiene una concentración baja de sedimentos, estamos manejando cantidades muy pequeñas de sólidos en suspensión.

La carga contaminante diaria de los valores expresados en mg l^{-1} se calcula convirtiendo la masa del contaminante por litro de agua al volumen de escorrentía obtenido en la sección de control de la cuenca para el mismo día. Dado que no se recogían muestras de agua todos los días, para saber cual era la carga contaminante total para un determinado período de tiempo, pensamos que era razonable hacer una interpolación lineal entre valores adyacentes de concentración de contaminantes para obtener la carga contaminante diaria de los días en que no disponíamos de medidas. El ANEXO 3.14 contiene una tabla que ilustra este procedimiento para un período de tiempo.

3.2.5. Evaluación de los sistemas de riego de la cuenca

Evaluar un sistema de riego, genéricamente, es comprobar sus condiciones de funcionamiento y si estas son las necesarias para aplicar los riegos de forma adecuada, esto es, satisfaciendo las necesidades del cultivo para obtener buenas producciones y, al mismo tiempo, haciendo mínimas las pérdidas de agua. Por lo tanto, las evaluaciones se deben realizar bajo las condiciones normales de funcionamiento de los equipos, siendo necesario comprobar el estado de los diferentes componentes de la instalación y detectar posibles problemas de funcionamiento, determinar la uniformidad de distribución del agua de riego y analizar los criterios seguidos por el agricultor para decidir la lámina de agua a aplicar (Junta de Andalucía, 2001). Nuestro objetivo más inmediato era solamente determinar el caudal de cada sistema de riego para, mediante el conocimiento del área regada y el tiempo de riego, saber el volumen de agua aplicado en la cuenca en cada riego. La cuenca se riega por dos sistemas distintos de riego por aspersión, coberturas móviles y *pivots* de dimensiones variables. Es importante mencionar que la hidrología de la cuenca en la estación de riego está marcadamente influenciada por los *pivots*, que cubren un área de 84.79 hectáreas, frente a un área de las coberturas móviles de 15.35 hectáreas. Además, estos sistemas de riego funcionan durante mucho menos tiempo que los *pivots*, en gran parte debido a que sus cultivos ocupan áreas irregulares y marginales de las fincas, destinadas a la alimentación del ganado. Visto esto, decidimos evaluar solamente los cuatro *pivots* existentes en la cuenca, atribuyéndose a cada cobertura móvil el caudal de proyecto del *pivot* localizado en el área de cada agricultor.

Antes de evaluar los *pivots*, se eligió una zona en que la posición del equipo no implicara gran diferencia de cotas del terreno a lo largo de su longitud. En parcelas con topografía bastante irregular, conviene evaluar los *pivots* en las zonas más desfavorables para una buena uniformidad de distribución del agua, aquellas con diferencia de cota más elevada. Los pluviómetros, distribuidos en dos filas, se dispusieron en el terreno de la forma esquematizada en la Figura 3.30.

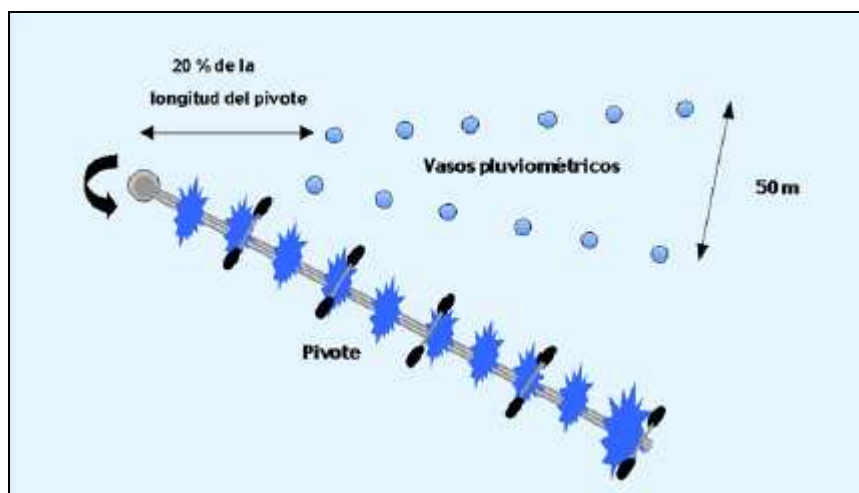


Figura 3.30 –Esquema de cómo se dispusieron los vasos pluviométricos para la evaluación de los *pivots* (Junta de Andalucía, 2001).

Como se muestra en la Figura 3.30 se prescindió de los pluviómetros cercanos al centro del *pivot* (como máximo el 20% de la longitud del *pivot*), sin que por esto motivo se comprometiera la evaluación, pues este 20% de la longitud representaba solamente un 4% de la superficie regada. Antes del ensayo, se anotaron algunas características de los equipos y otros datos, como las que se registran en el ANEXO 3.15 referente a los ensayos de todos los pivotes de la cuenca de estudio. Los otros procedimientos a observar durante la evaluación de los *pivots* se relacionan con la metodología descrita en Junta de Andalucía (2001), que es similar a otras ampliamente difundidas (ASAE, 2005; Merriam y Keller, 1978).

Con la evaluación de los *pivots*, los parámetros que nos interesa determinar son el caudal, la uniformidad de distribución y la pluviometría máxima en el extremo del *pivot*. El caudal ($l\ s^{-1}\ ha^{-1}$) es determinado a partir de los valores de la lámina media recogida por los pluviómetros, del área regada y de la velocidad de avance del equipo. La uniformidad de distribución es un indicador de la uniformidad con que el agua es distribuida en el conjunto de la parcela, y se utiliza como indicador de la magnitud de los problemas en el proceso de aplicación de agua (Tarjuelo, 2005). Los indicadores de uniformidad de distribución calculados en la evaluación de los *pivots* son el de Heermann y Hein (1968) y el referido al cuarto del área de la parcela menos regada, que tiene la siguiente forma:

$$UD = \frac{V_{25\%}}{V_m} \times 100 \quad (3.6)$$

donde:

UD – uniformidad de distribución;

$V_{25\%}$ - altura media de agua infiltrada en el 25% del área menos regada;

V_m – altura media de agua infiltrada en la parcela.

La pluviometría máxima, en el extremo del *pivot*, es un indicador del riesgo de escorrentía superficial, si se compara con los valores de la curva de infiltración del agua en el suelo, siendo por esto uno de los factores más críticos en el diseño de este tipo de equipos. Si la pluviometría del *pivot* es más elevada que la tasa de infiltración del agua en el suelo, y si éste no tiene una buena capacidad de almacenamiento superficial, inevitablemente se producirá escorrentía superficial. Para determinar este parámetro se calcula como paso previo la pluviometría media en el extremo, a partir de la siguiente fórmula (Tarjuelo, 2005):

$$P_m = \frac{hmr \times V}{2 \times r_a} \quad (3.7)$$

donde:

P_m – pluviometría media en el extremo (mm h^{-1});

hmr – altura media de agua recogida (mm);

V – velocidad de avance de la torre exterior (m h^{-1});

r_a – radio mojado por el emisor en el extremo del *pivot* (m).

Considerando que el reparto de agua de un *pivot* sigue un modelo elíptico, la pluviometría máxima en el extremo podrá determinarse por la expresión (Tarjuelo, 2005):

$$P_{\max} = \frac{4}{\pi} \times P_m \quad (3.8)$$

donde:

P_{\max} – pluviometría máxima en el extremo (mm h^{-1});

P_m – pluviometría media en el extremo (mm h^{-1}).

Los resultados de los indicadores mencionados anteriormente, basados en las evaluaciones de los *pivots* existentes en la cuenca de estudio, están registrados en la Tabla 3.3 y más detalladamente en el ANEXO 3.15. La identificación de cada uno de los *pivots* está relacionada con su secuencia de norte a sur en la cuenca; el *pivot* 1 es el que se encuentra más al norte de la cuenca. Un análisis breve de los valores de la Tabla 3.3, en lo que respecta a los indicadores de funcionamiento de los *pivots*, permite decir que los caudales evaluados no son muy diferentes de los que los vendedores de estos equipos habían facilitado ni tampoco de los valores que son usuales en esta zona regable.

Tabla 3.3 – Algunas características resultantes de la evaluación de los *pivots* existentes en la cuenca de estudio.

Identificación del <i>pivot</i>	Emisores del agua	Radio efectivo con el cañón (m)	Área regada		Caudal (l s ⁻¹ ha ⁻¹)	Uniformidad de Distribución (%)	Pluviometría máxima en el extremo (mm h ⁻¹)
			Total (ha)	Cuenca (ha)			
<i>Pivot</i> 1	Difusores no suspensos Cañón final	257	20.75	11.20	1.24	77	108.6
<i>Pivot</i> 2	Difusores no suspensos Cañón final	416	54.37	45.87	1.30	85	186.5
<i>Pivot</i> 3	Difusores suspensos Cañón final	239	17.91	17.91	1.31	86	89.2
<i>Pivot</i> 4	Difusores suspensos Cañón final	235	9.81	9.81	1.45	82	86.4

Respecto a los coeficientes de uniformidad, la situación de los *pivots* de la cuenca se puede considerar bastante buena, ya que dos se sitúan en el intervalo de uniformidad excelente (85% y 86%) y uno con uniformidad buena (82%). Por el contrario, el *pivot* 1 presenta una uniformidad casi inaceptable (77%), que pensamos se debe a los muchos años de uso de este equipo y a la consecuente degradación de sus componentes. La pluviometría máxima en el extremo es un indicador de funcionamiento de los *pivots* que debe merecer una cuidada atención, ya que determina la posibilidad de ocurrencia de escorrentía superficial y el consecuente arrastramiento de contaminantes. Sin embargo, el valor de este indicador conviene integrarlo con las características hidrodinámicas del suelo y con su capacidad de almacenamiento superficial, que depende de la topografía del terreno, quedando también margen de adaptación variando la velocidad del *pivot* y a la forma como artificialmente se aumenta la capacidad de almacenamiento superficial (Pereira, 2004). Los valores de la pluviometría máxima en el extremo que la Tabla 3.3 registra son valores relativamente elevados, sobre todo los valores superiores a 100 mm/h, que, incluso con el margen de adaptación posible, ocasionarán escorrentía superficial en las zonas de mayor pendiente (Tarjuelo, 2005).

3.3. Resumen y consideraciones

La componente experimental y metodológica de este trabajo científico, por sus características, se ha revelado de enorme dedicación y disponibilidad práctica. Algunas consideraciones a resaltar son:

✓ La cuenca de estudio se puede considerar como representativa de la *Zona Regable de la Campiña de Idanha*, en lo que respecta al tipo de suelos, topografía, métodos de riego usados y cultivos, sobre todo de riego, practicados por los agricultores, que, a pesar de algunas incertidumbres de la nueva política agrícola europea, continúan siendo el tabaco, maíz y sorgo forrajero.

✓ En el trabajo de reconocimiento, caracterización y cartografía de los suelos presentes en la cuenca se han constatado diferencias significativas con respecto a la cartografía existente, aparte del menor grado de detalle de los documentos cartográficos disponibles. Ha quedado claro al final de este trabajo de cartografía de los suelos de la cuenca que se podrían haber diferenciado más unidades

cartográficas en el área de la cuenca. Sin embargo, para esta escala de trabajo pensamos que es adecuada esta representación de la realidad pedológica de la cuenca.

✓ Todavía relacionado con el trabajo de reconocimiento de los suelos de la cuenca, un trabajo que se ha mostrado importante, y que permite progresar con más certeza, es el establecimiento de relaciones entre los elementos paisajísticos (afloramientos rocosos, topografía, red de drenaje natural, superficie del suelo, vegetación espontánea) y lo que podrán ser áreas de suelos con características diferentes. Estas relaciones permiten decidir los puntos de observación de perfiles y de toma de muestras de suelo.

✓ Las condiciones climáticas bajo las cuales se encuentra la cuenca de estudio son típicamente mediterráneas, cumpliendo las condiciones de este tipo de clima, como son la distribución a lo largo del año de la temperatura, lluvia, y también la aleatoriedad de las condiciones climáticas que son típicas de este tipo de clima.

✓ El aforador que, para adaptarse al perfil transversal del cauce en el tramo de intervención, ha resultado con dimensiones mayores de lo que sería esperable, se ha revelado suficientemente riguroso en la medición de los caudales, sobre todo los más bajos, como hemos tenido oportunidad de confirmación algunas veces por medición volumétrica.

4.

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA

4.1. Algunos conceptos en hidrología de cuencas

La forma de distribución de la escorrentía a lo largo del tiempo en una sección de un cauce, o sea la forma del hidrograma, es influenciada por las características de los eventos de precipitación (intensidad, duración y distribución en el área de la cuenca), y por las características topográficas, geológicas y de uso de la cuenca. La topografía de la cuenca hace sentir su influencia a través del área y forma geométrica, de la densidad de la red de drenaje, de las pendientes de la superficie del terreno y de los cauces, y de los obstáculos a la escorrentía que pueden retener el agua y laminar la escorrentía. La geología marca su influencia por las características hidrológicas del suelo, que controlan la infiltración del agua y la escorrentía de base. No menos importante es el tipo de revestimiento de la cuenca, por su efecto en la intercepción de la precipitación y retardamiento de la escorrentía. Se puede afirmar, de forma genérica, que las características de la precipitación tienen una interferencia más marcada en la *curva de crecida del hidrograma*, y la segunda categoría de factores afectan predominantemente la *curva de descenso del hidrograma* (Lencastre y Franco, 1984).

La escorrentía que pasa por una sección dada de un cauce es susceptible de dividirse en dos componentes de acuerdo con su origen. Así, tenemos la *escorrentía de base*, que resulta de la precipitación que hay sido sujeta a infiltración más o menos profunda. Su importancia relativa es diminuta durante los eventos de precipitación, mientras que representa la totalidad de la escorrentía en la

red de drenaje cuando las otras componentes de la escorrentía se agotan. Tenemos por otro lado la *escorrentía directa*, que va ligada al concepto de *precipitación efectiva*, o sea, la fracción de la precipitación que llega a la red hidrográfica después de satisfechos los procesos de evaporación, infiltración y retención superficial de la cuenca. También se incluye en este componente de la escorrentía la precipitación que cae directamente sobre la red de drenaje. La *escorrentía directa* es la componente más importante del hidrograma durante los períodos de precipitación, disminuyendo progresivamente de importancia después de terminada la precipitación (Te Chow *et al.*, 1988).

Un análisis pormenorizado de un hidrograma resultante de un evento aislado de precipitación más o menos intensa permite distinguir cuatro partes de una curva que se asemeja a una campana asimétrica (Figura 4.1).

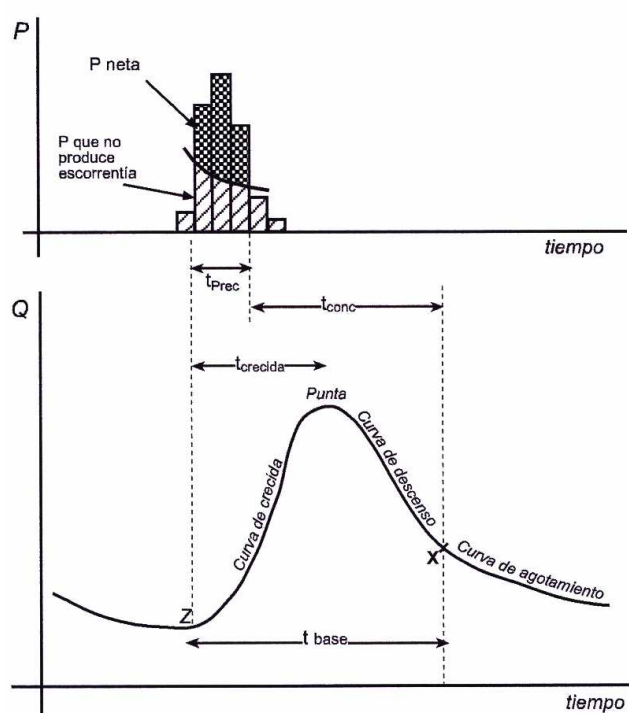


Figura 4.1 – Características de un hidrograma tipo.

El hidrograma empieza con la *curva de crecida* a partir de un determinado caudal (que en un evento aislado sería el previo de base), correspondiendo esta parte del hidrograma a un aumento del caudal motivado por el incremento de la escorrentía. Al final del *tiempo de crecida* se alcanza la *punta del hidrograma*, con el valor máximo de caudal. A continuación, el hidrograma entra en una fase decreciente (*curva de descenso*), correspondiendo a la disminución progresiva de la escorrentía directa durante el *tiempo de descenso*. Después de terminada la *escorrentía directa*, tiene lugar la *curva de agotamiento*, con una disminución exponencial de la *escorrentía de base*. Otro concepto importante en la interpretación de un hidrograma es el de *tiempo de concentración* de la cuenca. Se define como el tiempo necesario para que toda el área de la cuenca contribuya a la escorrentía superficial en su sección de control, o sea, el tiempo necesario para que el agua que cae en el punto hidráulicamente más alejado de la cuenca llegue a

la sección de control de la cuenca. Este tiempo es considerado como una característica constante de la cuenca, no dependiendo de las características de los eventos de precipitación (Lencastre y Franco, 1984).

4.2. Relación entre el riego y la escorrentía en la cuenca

El desarrollo del hidrograma de los flujos de retorno de una cuenca hidrográfica sujeta a regadío se ve influenciado básicamente por lo ya afirmado en la sección anterior de este documento, características de la precipitación, de topografía, de geología y de cubierta vegetal de la cuenca. Es esperable que el comportamiento hidrológico de la cuenca sea muy diferente entre la estación de riego y la estación de lluvias, no por las características de topografía y geología, que son constantes, sino por las de la cubierta vegetal y, sobre todo, por las características de la precipitación. Efectivamente, a una precipitación aleatoria de intensidad y duración variables en la estación de las lluvias corresponde, en la estación de riego, una precipitación de intensidad constante en cada riego y controlada de acuerdo con el manejo del agricultor. Se entiende así indispensable la caracterización de los sistemas de riego que contribuyen a la escorrentía en la sección de control de la cuenca, para una comprensión satisfactoria de su comportamiento hidrológico.

Para comprender el comportamiento hidrológico de la cuenca objeto de este estudio en la estación de riego se procedió casi diariamente a la observación de la posición y el estado de los *pivots*, si estaban regando o no, y se combinó después esta información con el hidrograma continuo de los flujos de retorno, registrado en la estación hidrológica instalada en la sección de control de la cuenca. Con el calendario de riego, facilitado periódicamente por cada uno de los agricultores y verificado con nuestras observaciones, y sabiendo la velocidad de avance de cada uno de los *pivots* en cada período de la campaña de riego, se pudo saber, de forma aproximada, como se sucedieron los movimientos de rotación de los *pivots*. A lo largo de la estación de riego, la velocidad de avance de los *pivots* no es la misma, variándola los agricultores en función de la dotación de riego pretendida; dotaciones de riego más elevadas corresponden a velocidades más bajas. Los agricultores tienen presente, aunque de forma empírica basada en la información de los instaladores y en su propia experiencia, cómo deben regular la velocidad de los *pivots* para suministrar las dotaciones supuestamente adecuadas. Un ejemplo de las observaciones que han sido efectuadas en el campo, y después combinada con el hidrograma de salida de la cuenca, se muestra en las Figuras 4.2 y 4.3. Es también importante, para comprender satisfactoriamente el comportamiento hidrológico de la cuenca, integrar la información referida anteriormente con las restantes condiciones vigentes en la cuenca, tales como condiciones meteorológicas, de humedad del suelo, de cobertura vegetal de la superficie del suelo. Dos o tres días antes de la fecha a que se refiere la Figura 4.2, ocurrieron condiciones meteorológicas que no son características de esta época del año: temperaturas máximas no sobrepasando los 26 °C, precipitación de 5 mm, temperatura del rocío sobre 13 °C, humedad relativa elevada y cielo parcialmente cubierto. Son condiciones que determinan tasas no muy elevadas de evapotranspiración. Las condiciones del suelo son de contenido elevado de humedad, dado que a esta altura de la campaña de riego se riega con una frecuencia elevada. Las parcelas regadas tienen, en esta fecha, los cultivos en la última fase de su desarrollo, ofreciendo una superficie de

intercepción de la precipitación bastante elevada; nótese también que las parcelas regadas con los dos principales cultivos de la cuenca son fuertemente invadidas por malas hierbas, juncilla y algodón silvestre respectivamente en el tabaco y maíz, dificultando la escorrentía superficial.

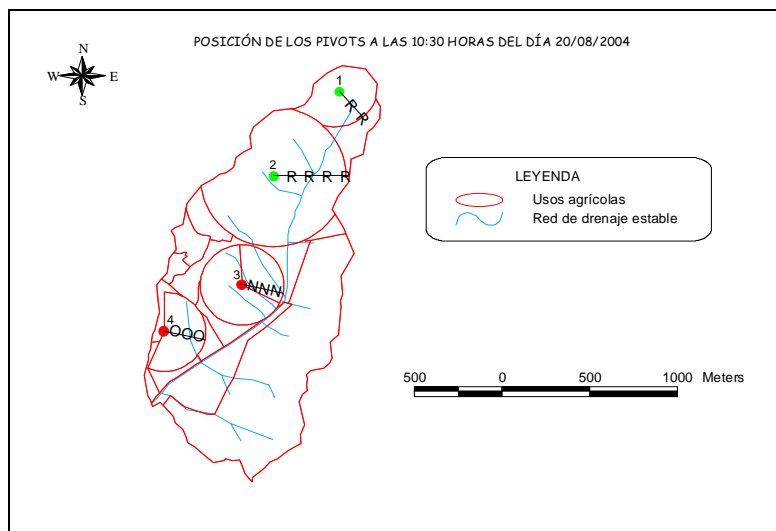


Figura 4.2 – Posición de los pivots en la cuenca de estudio (● - regando; ● - no regando), a las 10:30 horas del día 20/08/2004.

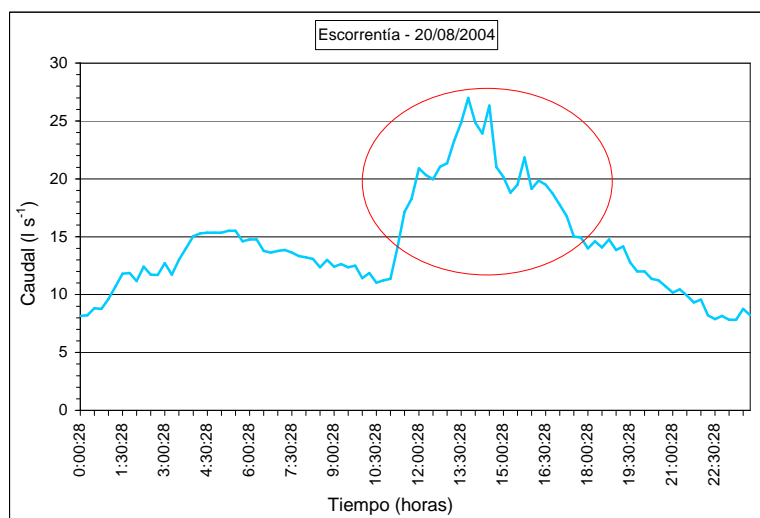


Figura 4.3 – Aumento de la escorrentía provocado por la posición de los pivots 1 y 2 (○) aguas arriba en la cuenca de estudio, en el día 20/08/2004.

Una especificidad interesante e importante relativamente a las condiciones de la superficie del suelo es la apertura de pozas, que son pequeñas pozas hechas mecánicamente con la finalidad de disminuir la escorrentía superficial (Figura 4.4), principalmente en los períodos en que se riega con mas frecuencia y con dotaciones más elevadas.



Figura 4.4 – Aspecto de las pozas hechas en el cultivo de tabaco y un de los tipos de equipo agrícola para hacerlas.

Retomando la observación de las Figuras 4.2 y 4.3 correspondientes al día 20/08/2004 a las 10:30 horas, se constata que los *pivots* 1 y 2 estaban regando en las posiciones especificadas y girando en el sentido de las agujas del reloj. En la Figura 4.3 referente al hidrograma de salida de la cuenca, es nítido un aumento de caudal a partir de las 11:00 horas siendo necesarias unas 3 horas para alcanzar el pico de escorrentía, y unas 8 horas para retomar el valor de caudal de aproximadamente 8 l/s, que será entendido como un caudal de base en el período de tiempo en que se incluye esta fecha. Durante la noche de este mismo día, hubo un aumento menor de caudal que probablemente se debió a la entrada en funcionamiento de uno de los dos *pivots* que a las 11:00 horas estaban sin regar. Este aumento de caudal se debió a la aproximación, y permanencia durante un determinado intervalo de tiempo, de los *pivots* a una zona de contacto directo o próximo a la red de drenaje natural, ocasionando por lo tanto un aumento más o menos significativo de la escorrentía superficial. El *pivot* 2, por sus dimensiones, y consecuentemente por la mayor longitud de los cauces que cubre y por los caudales más elevados con que funciona, será el que pueda ocasionar un aumento mayor de la escorrentía superficial.

Las Figuras 4.5 y 4.6 ilustran otro ejemplo que contribuye a la comprensión del comportamiento hidrológico de la cuenca bajo esta forma de aprovechamiento agrícola, referente al día 26/08/2005. Siendo esta fecha muy próxima a la fecha de las figuras anteriores, las condiciones vigentes en la cuenca fueron muy similares, exceptuando las condiciones meteorológicas. Las temperaturas aumentaron considerablemente, no se registró precipitación y los valores de humedad relativa fueron más bajos, o sea condiciones que determinan valores elevados de evaporación y evapotranspiración. El conocimiento de la posición de los *pivots* por observación a las 11:50 horas permitió, sabiendo la velocidad de avance del *pivot* 2 y el sentido de su giro, determinar la hora en que este *pivot* empezó a entrar en contacto directo o próximo con la red de drenaje, y relacionarlo con el primer pico de caudal evidenciado en la Figura 4.6. El valor del caudal máximo alcanzado en este pico es un poco más elevado que el valor del pico de la Figura 4.3, que corresponde a la suma de la influencia de los *pivots* 1 y 2. Incluso considerando que la influencia del *pivot* 1 en el aumento de la escorrentía superficial es pequeña, considerando sus dimensiones y la forma como intercepta la red de drenaje, juzgamos que esta diferencia del valor del caudal pico debido a la influencia del *pivot* 2 será debido a que el pico de la Figura 4.6 tuvo lugar durante

la noche. A esta altura del verano, las pérdidas de agua durante el día por evaporación, de las superficies que interceptan la precipitación, y por evapotranspiración pueden ser de una amplitud que expliquen la diferencia de los valores del caudal pico durante las dos partes diferentes del día. El desarrollo del hidrograma referente al pico de caudal originado por el *pivot* 2 en la Figura 4.3 es bastante similar al originado en la Figura 4.6. En esta fecha se alcanza un pico menor de caudal cerca de las 16:30 horas por influencia, un poco desfasada, de los *pivots* 1 y 4. Los tiempos de crecimiento y decrecimiento referentes al respectivo hidrograma son bastante diferentes de los mismos tiempos de los picos anteriormente analizados, dado que el caudal alcanzado es francamente menor y porque uno de los *pivots* (*pivot* 4) se localiza bastante próximo a la sección de control de la cuenca. Es también de realzar que los hidrogramas de la Figuras 4.3 y 4.6 empiezan y terminan con valores de caudal bastante similares, lo que fundamenta más la idea anteriormente explicitada de que el caudal de base para este período de la campaña de riego será un valor próximo a 8 l s^{-1} .

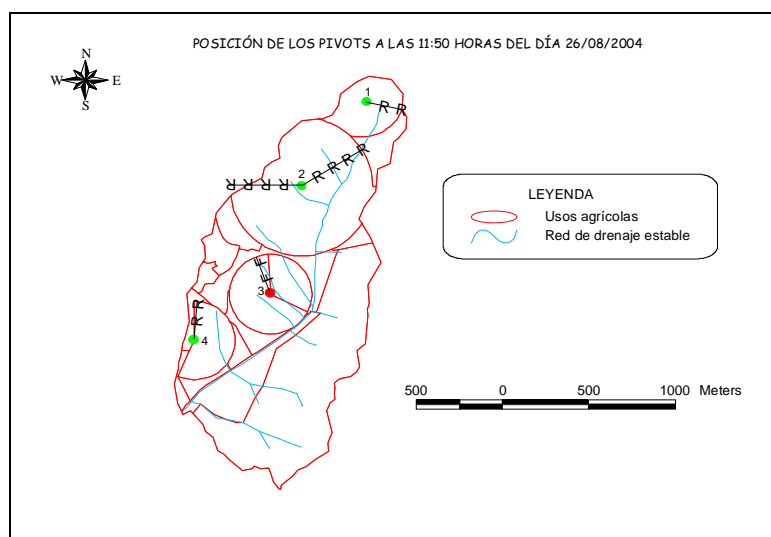


Figura 4.5 – Posición de los *pivots* en la cuenca de estudio (● - regando; ● - no regando), a las 11:50 horas del día 26/08/2004.

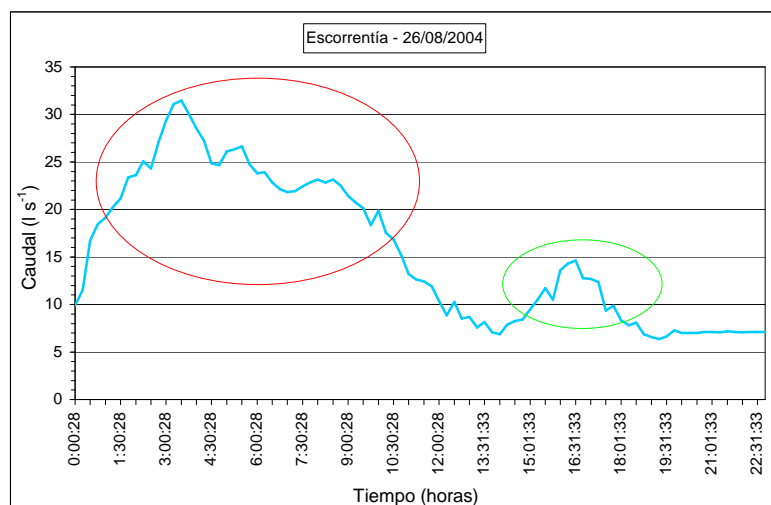


Figura 4.6 – Aumento de la escurrentía provocado por la posición de los *pivots* 2 (○) y 1 y 4 (○) aguas arriba de la cuenca de estudio, en el día 26/08/2004.

Esta metodología, fundamentada en las observaciones de las posiciones de los *pivots* mantenidas durante la campaña de riego, y demás informaciones asociadas, y la conjugación con el hidrograma de salida de la cuenca, ha permitido definir los sectores críticos de cada *pivot* que ocasionan mayor escorrentía superficial (Figura 4.7). La delimitación de estos sectores, y el conocimiento de las particularidades hidrológicas asociadas, se puede revelar muy interesante y útil, tanto de un punto de vista económico para los agricultores como de un punto de vista ambiental; esto es más verdad para los sectores de los *pivots* que hacen fertirrigación, siendo también válido para los otros. Para disminuir la escorrentía en los sectores críticos, se podría aumentar la eficiencia de las pozas, ahondándolas, o proteger las márgenes de los tramos de los cauces que están incluidos en aquellos sectores, con vista a crear barreras a la escorrentía superficial (Merrington *et al.*, 2002; Tabacchi *et al.*, 2000; Patty *et al.*, 1997).

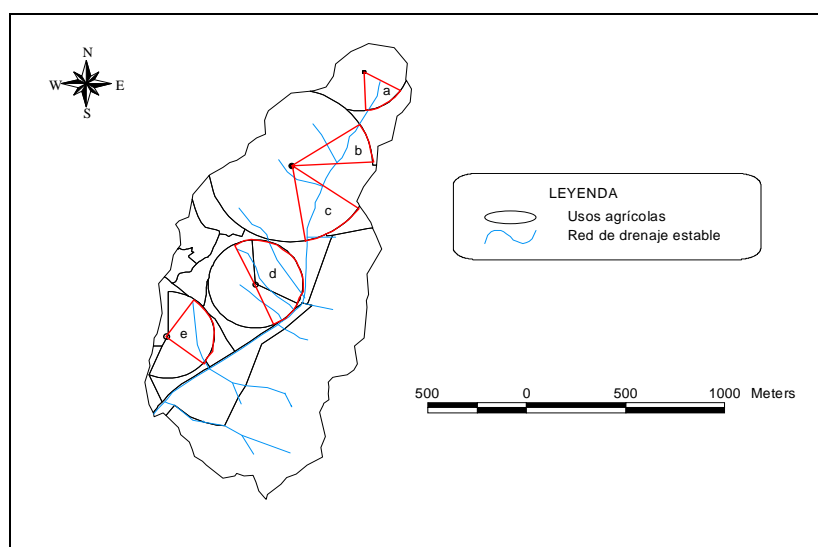


Figura 4.7 – Sectores críticos de los *pivots* (a, b, c, d, e) para generaren escorrentía superficial.

4.2.1. Comportamiento hidrológico durante la estación de riego

Como ya se ha dicho, la cuenca de estudio se riega por aspersión (coberturas móviles y sobre todo *pivots*), que supuestamente aplican el agua de forma más eficiente. Aún considerando esto, la existencia de flujos de retorno en las áreas de riego es inevitable, dado que las pérdidas por infiltración profunda y por escorrentía superficial siempre ocurren. Esta se plantea como una de las cuestiones ambientales más importantes en la agricultura de riego, la calidad del agua drenada de las cuencas de regadío. Si esta es de mala calidad, sobre todo por concentración elevada de nutrientes, compromete sus usos aguas abajo con impactos ambientales negativos. Por esto, no bastara la adopción de métodos de riego que apliquen el agua de forma más eficiente, sino que haya posteriormente una buena y adecuada selección de equipos y disposición en el terreno y buen manejo de los sistemas (NRC, 1996).

Procedimos a continuación al análisis de la evolución de los hidrogramas de entrada y salida de la cuenca en la campaña de riego de 2004, y de su relación con la gestión de los sistemas de riego. Más adelante, en esta misma sección, se procederá a un análisis similar para la campaña de riego de 2005, incidiendo sobre todo en los aspectos que la diferencian de la campaña de 2004. La estación de riego de 2004 tuvo su inicio el 2 de mayo y se prolongó hasta el 1 de octubre, se bien la práctica continuada del riego en toda la cuenca se inició al final da la primera semana de junio. La Figura 4.8 resulta de un cálculo sistematizado de volúmenes de agua aplicada y drenada de la cuenca. Los volúmenes de agua de riego resultan de la información de los agricultores sobre las horas de riego en cada día multiplicadas por los caudales de cada sistema de riego (ANEXO 4.1), y los volúmenes de agua de escorrentía son los calculados a partir de los registros de la estación hidrológica (ANEXO 3.5). Una observación atenta de la Figura 4.8 permite distinguir diferentes fases del desarrollo del hidrograma de entrada en la cuenca, con respuestas más o menos evidentes en el hidrograma de salida.

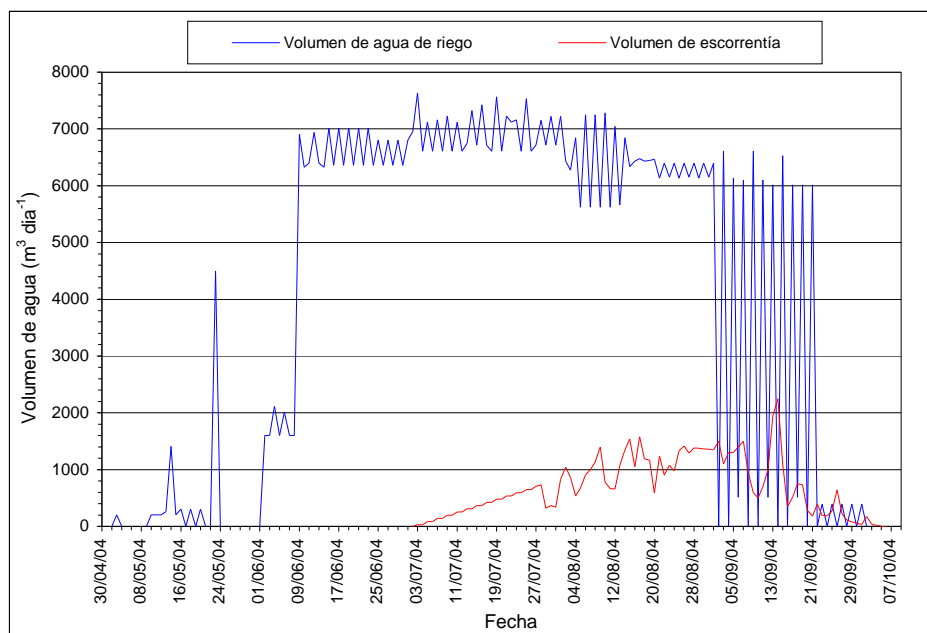


Figura 4.8 - Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función del *input* de agua de riego a lo largo de la campaña de 2004.

Así, tenemos una *primera fase* durante todo el mes de mayo, en que hay algunos picos de consumo de agua en la cuenca, y que corresponden a riegos que son hechos con vista a la sementera (sorgo y maíz) y plantación (tabaco) y posterior establecimiento de los cultivos. La *segunda fase* ocurre en la primera semana de junio, correspondiendo a un riego continuado de los cultivos más desarrollados, con volúmenes de agua aplicados en la cuenca que empiezan evidenciando alguna estabilidad; la dotación media en la cuenca es de 2.5 mm día^{-1} . Es práctica en esta región desplazar la sementera o plantación del inicio del riego un período de tiempo, para que las plantas profundicen su sistema radicular. La *tercera fase* ocurre durante un período prolongado de tiempo (desde el final de la fase anterior hasta el final de agosto), correspondiendo al período más caluroso y a los consumos punta de la cuenca; la dotación media es de 6.6 mm día^{-1} , habiendo períodos cortos en que la dotación media es superior. Esta es también la fase

de crecimiento intenso de los cultivos y de fructificación, en que se riega con regularidad en toda la cuenca. Durante este período de tiempo de casi tres meses, los consumos de agua en la cuenca tienen una variación diaria máxima de unos 1900 m³ de agua. En la primera quincena de agosto, condiciones meteorológicas inestables, hicieron oscilar más los consumos de agua en la cuenca. En la *tercera fase* del hidrograma de entrada, tuvo inicio la escorrentía superficial en la sección de control de la cuenca, habiendo sido necesario casi un mes de riego en toda la cuenca para que se iniciase la escorrentía. Hay que decir que desde el inicio de la escorrentía en el cauce principal y durante casi un mes no se registraron datos, porque la estación hidrológica no estuvo operativa hasta el final de julio. La evolución del hidrograma durante este período de tiempo es una suposición basada en múltiples observaciones. Se constata entre el final de julio y mediados de agosto una oscilación de los volúmenes de agua drenados de la cuenca, que fue debida a las oscilaciones de los volúmenes de agua de riego, más acentuadas en la primera quincena de agosto. La segunda quincena de agosto fue un período de gran regularidad en el agua aplicada en la cuenca, que se reflejó en la regularidad de los flujos de retorno medidos durante el mismo intervalo de tiempo. Sigue la *cuarta fase* del hidrograma de entrada, desde el inicio de septiembre y durante unos veinte días, correspondió a un período de oscilaciones grandes de volúmenes de agua de riego, con días en que los volúmenes fueron similares a los de la fase anterior y otros días en que no se regó o se regó muy poco en la cuenca. Esto determinó que las variaciones de los flujos de retorno fueran igualmente elevadas, con tendencia a una disminución de los volúmenes de agua a lo largo del mes de septiembre. Sin embargo, pensamos que aquellas variaciones de aportes de agua en la cuenca no fueron suficientes para explicar una crecida de caudal (que es la más elevada de la campaña de riego) entre los días 9 y 13 de septiembre. Esta crecida fue debida a que la comunidad de regantes ajustó el suministro con retraso respecto a la disminución de la demanda de riego a partir de septiembre, lo que hizo que los canales de distribución se desbordasen durante alguno tiempo. La *quinta* y última *fase* del hidrograma de entrada en la cuenca ocurrió desde mediados hasta final de septiembre. Esta fase correspondió a un período en que se hicieron solamente riegos puntuales del tabaco, con volúmenes diarios de agua consumidos en la cuenca que no sobrepasaron los 500 m³. La situación correspondiente en el cauce principal de la cuenca fue de una disminución progresiva de la escorrentía hasta su completo agotamiento. La escorrentía de base no duró por mucho tiempo después de terminada la estación de riego, dado que en algunos días la evaporación y evapotranspiración continuó siendo elevada y durante la campaña de riego la profundidad del suelo humedecida fue relativamente baja (Beven, 2001).

Otra forma de analizar globalmente las prácticas de riego y los flujos de retorno originados es a través del análisis de la evolución de los volúmenes acumulados de agua de riego y de escorrentía, a lo largo de la estación de riego (Figura 4.9).

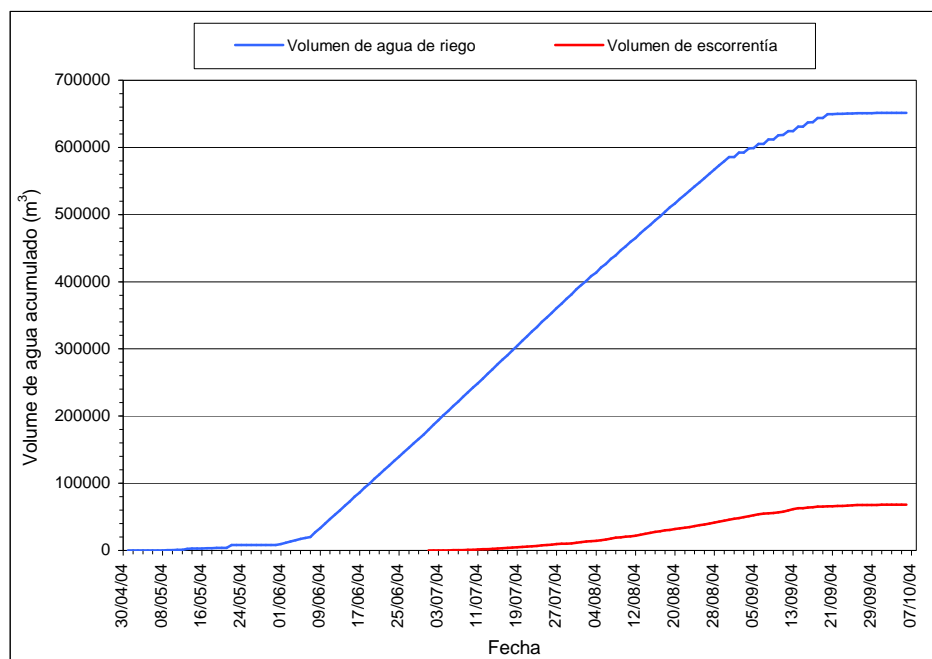


Figura 4.9 - Evolución del volumen de agua de riego y de escorrentía acumulados en la cuenca de estudio, a lo largo de la campaña de riego de 2004.

Una primera apreciación de las dos curvas es que su evolución sigue un patrón que es usual en las zonas de riego, con más o menos pendiente en la curva del agua aplicada según el consumo. Se destacan cuatro zonas de la curva de agua aplicada acumulada en la cuenca, correspondientes a una o más fases del hidrograma de entrada de la cuenca, que fueran explicadas anteriormente. Tenemos, así, una primera zona de la curva, que corresponde a las *fases 1* y *2* del hidrograma de entrada, en que se observan aumentos muy poco significativos en el volumen de agua aplicada en la cuenca. Sigue una segunda zona de la curva, entre el final de la primera semana de junio y el final de julio y que corresponde a la *fase 3* del hidrograma de entrada en la cuenca. En esta fase, la curva de los consumos acumulados de agua se transforma prácticamente en un segmento de recta, que traduce un comportamiento regular de los regantes respecto al calendario y dotaciones de riego. La tercera zona de la misma curva ocurre en la primera quincena de septiembre y tiene correspondencia a la *fase 4* del hidrograma de entrada. Durante esta fase se atenúa bastante la pendiente de la curva, lo que tiene que ver con una disminución de los consumos de agua y con un comportamiento más irregular de los agricultores, respecto a la frecuencia de riegos. La última zona de curva de los consumos acumulados en la cuenca se refiere a la segunda quincena de septiembre, y se relaciona con la última fase del hidrograma de agua de riego en la cuenca. Es prácticamente una línea horizontal, dado que en este período se riega solo puntualmente en la cuenca, con aportes muy pequeños para el consumo total de agua.

La curva referente a los volúmenes de agua drenados de la cuenca refleja la evolución de la curva de agua aplicada acumulada, llevando implícito un *rendimiento hídrico de la cuenca*. El consumo total de agua en la cuenca, en esta campaña de riego, fue 651539 m^3 , a lo que se contrapuso un volumen total de flujos de retorno de 68008 m^3 . Estos valores permiten calcular un valor de *rendimiento hídrico de la cuenca* de 10.4%, al que corresponde un valor de 89.6% de *eficiencia global de aplicación* de los sistemas de riego usados en la cuenca. Tratándose de sistemas de riego por aspersión (coberturas y

pivots), este valor de eficiencia global de aplicación del agua se puede considerar como muy bueno (Mateos *et al.*, 1996); algunos autores refieren valores menos favorables que este (Smakhtin, 2001). Conviene referir que en el período de la campaña de riego cayeron en la cuenca 35 mm de lluvia, que convertidos en volumen de agua y sumados a los 651539 m³ de volumen de agua de riego posibilitan calcular un *rendimiento hídrico de la cuenca* igual a 9.5%, o sea un valor un poco menor al obtenido sin tener en cuenta la lluvia. Encuadrando el valor de *eficiencia global de aplicación* en una cuenca con una densidad de drenaje elevada, nos sugiere que el mismo es posible debido a un buen uso de los sistemas de riego y a una adecuada programación de los riegos por parte de los agricultores, aunque de forma empírica, y a las pozas hechas en la superficie del suelo, que tienen una influencia marcada en la disminución de la escorrentía superficial. Hay que añadir que la dotación media de esta campaña de riego en la cuenca fue de 651 mm de agua, que, al ser un poco menor a la necesaria para estas condiciones climáticas, también contribuyó a que los volúmenes de flujos de retorno fueran menores y por lo tanto el *rendimiento hídrico de la cuenca* más bajo. Se puede también constatar, por análisis de la Figura 4.9, que el cauce empezó a correr por la sección de control de la cuenca, hasta donde tiene una longitud de 2.3 km, cuando ya habían entrado en la cuenca 187288 m³ de agua de riego. En una primera apreciación parecerá un valor elevado, por el porcentaje que representa del volumen de agua total aplicado a la cuenca (26.1%), pero se tornará más realista si consideramos que el suelo estaba muy seco cuando empezó la campaña de riego, y el cauce no tenía agua.

Pasemos ahora a un ejercicio semejante para la campaña de riego de 2005, recordando que en esta campaña de riego el área regada se redujo al 51.9% de la regada en la campaña de riego anterior, lo que tuvo implicaciones significativas en el volumen de agua aplicado en la cuenca y, por consecuencia, en los flujos de retorno. Además, la reducción del área, verificada solo en un agricultor, se debió sobre todo a que quedó en barbecho el área del *pivot* mayor de la cuenca, o sea el que podía generar más escorrentía superficial. Los agricultores de la cuenca empezaron a regar el 1 de mayo, y dejaron de regar el 9 de octubre. Este período de la campaña de riego fue muy parecido al de la campaña de 2004, prolongándose apenas una semana más que en el año anterior. Remetiendo el análisis a la Figura 4.10, una diferencia, con relación a la campaña de 2004, se presenta evidente: el volumen diario de agua de riego en las parcelas de la cuenca nunca fue superior a 3000 m³. Las fases que se distinguen para el hidrograma de entrada del año anterior se pueden también identificar en el hidrograma de la campaña de 2005, con algún retraso o adelantamiento dado que las condiciones meteorológicas nunca son las mismas; sin embargo, hay algunas diferencias particulares que importa referir. Dado que se regaron tres parcelas menos, la probabilidad de que en un determinado día no hubiera ningún agricultor regando en la cuenca fue mayor. Esto lo verificamos entre 12 y 16 de junio, a lo que también contribuyeron condiciones meteorológicas inestables, en pleno período de riego. Otra situación de esta campaña de riego, como se puede observar en la Figura 4.10, fue que se agotó puntualmente la escorrentía en el cauce en cuatro ocasiones, quedándose en otras dos con caudales muy bajos, lo que equivale a decir que los flujos de retorno ocurrieron con una inestabilidad mayor que en la campaña anterior. El agotamiento del cauce durante un período de tiempo más alargado fue entre 26 y 29 de julio, ocasionado por una reducción de los volúmenes de agua de riego aplicados en la cuenca. El cauce retomó la escorrentía con gran irregularidad, pero a principio de septiembre, cuando ocurrió una disminución significativa del riego, dos

días sin aporte de agua de riego en la cuenca fueron suficientes para agotar definitivamente los flujos de retorno en esta campaña de riego.

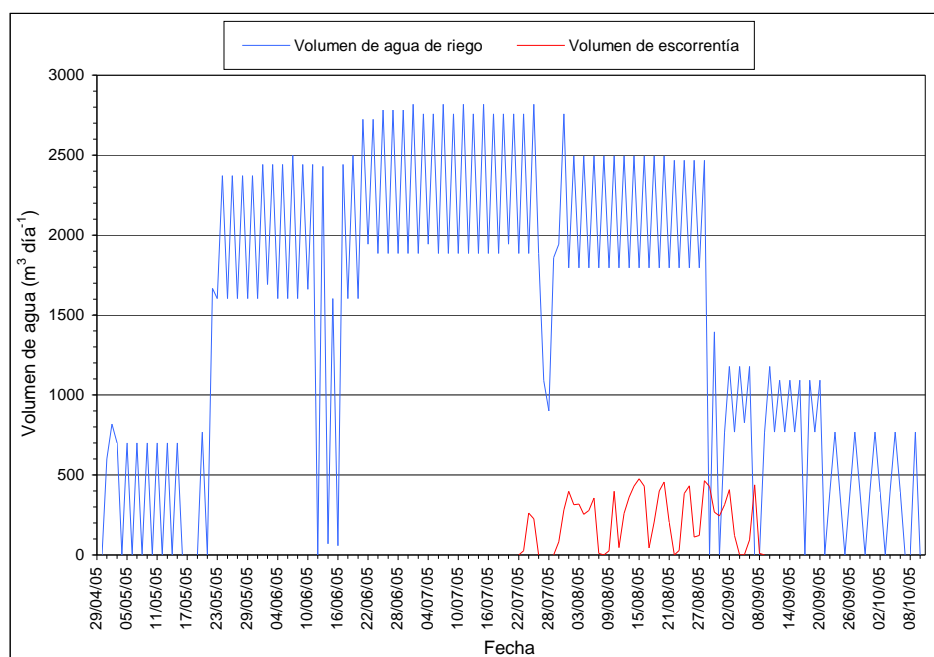


Figura 4.10 - Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función del *input* de agua de riego a lo largo de la campaña de 2005.

La evolución de los volúmenes acumulados de agua de riego y escorrentía constituye otra forma de examinar el comportamiento hidrológico de la cuenca en la estación de riego (Figura 4.11). La tendencia de las curvas en esta figura es la misma que las referentes a la campaña de riego de 2004, aunque con una escala de valores bastante diferente. La estación de riego de 2005 terminó con un volumen de agua consumido de 238766 m^3 , originando en la sección de control de la cuenca un volumen de escorrentía de 10420 m^3 . Estos valores tienen implícito un *rendimiento hídrico de la cuenca* de 4.4%, sin tener en cuenta el volumen de precipitación ocurrida durante el mismo período. Se adicionamos el volumen de agua correspondiente a 32.6 mm de lluvia caída en la cuenca, se calcula un *rendimiento hídrico* de 3.5%. De la lectura de los valores de *rendimiento hídrico* verificados en las dos campañas de riego, y dado que los equipos de riego fueron los mismos, resulta que cuando se disminuye las áreas de riego en una cuenca, el valor de su *rendimiento hídrico* va disminuyendo al punto de tomar el valor cero. Así, un cierto volumen de agua que entra en las parcelas de riego se perdería fuera de aquellas, relacionado con la *eficiencia de aplicación* del agua, pero no se perdería fuera de la cuenca. Por lo tanto, el término de pérdidas de agua tendrá que ser encuadrado en la escala espacial para su conveniente entendimiento.

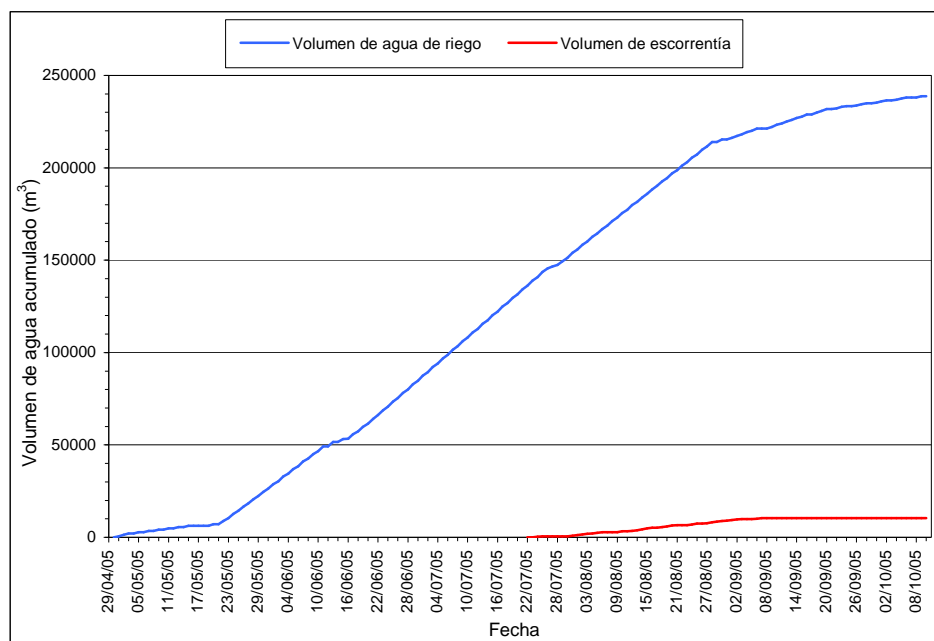


Figura 4.11 - Evolución del volumen de agua de riego y de escorrentía acumulados en la cuenca de estudio, a lo largo de la campaña de riego de 2005.

4.3. Relación entre la lluvia y la escorrentía

El comportamiento hidrológico de una cuenca bajo un determinado régimen de lluvias, o la forma como evolucionan los hidrogramas de entrada y salida de la cuenca, deberá ser muy diferente del comportamiento durante la estación de riego, y también de otros años bajo condiciones meteorológicas diferentes. Incluso si el volumen de agua que entra en la cuenca fuera el mismo, bien diferente sería la frecuencia de aportes de agua así como los volúmenes e intensidad de cada evento hidrológico. A intensidades constantes y volúmenes controlados de agua aportados periódicamente a la cuenca en la estación de riego, se contraponen volúmenes variables en el espacio y tiempo y una frecuencia y duración aleatorias en la estación de lluvias.

El comportamiento hidrológico de la cuenca de estudio que vamos a analizar a continuación se refiere a la estación de lluvias 2004/2005, que transcurrió extremadamente seca en la zona de estudio, y en general en todo el territorio portugués y mismo de la península ibérica. Efectivamente, de 610 mm de precipitación en año medio en la zona donde se encuentra la cuenca de estudio, este año hidrológico fue solo de 287 mm (INAG, 2006). Además, como es propio de los climas semiáridos y de los años secos, la precipitación que se registró se distribuyó en unas cuantas tormentas. El mismo tratamiento se hará para la estación de lluvias 2005/2006 hasta el final de diciembre, con una incidencia del análisis en los aspectos diferenciadores de la primera estación de lluvias. La Figura 4.12 nos presenta de forma general como fue la distribución de la precipitación durante el año hidrológico 2004/2005 y la escorrentía que originó, cesada el 22/04/2005 en la sección de control de la cuenca. Algunas particularidades de la Figura 4.12 son susceptibles de comentario y análisis.

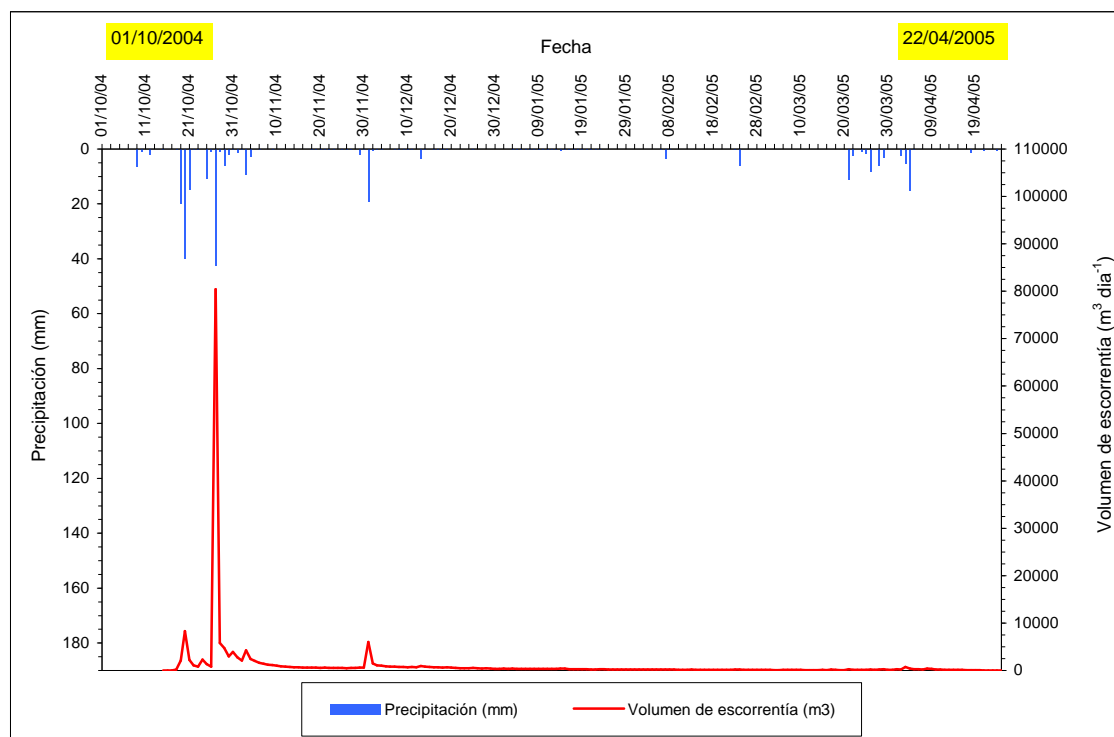


Figura 4.12 – Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona en el año hidrológico de 2004/2005.

Nótese que, en este año seco, se alcanzaron puntas de escorrentía muy significativas, como la que ocurrió el día 27/10/2004, en que se midió una escorrentía de 80457 m^3 y un caudal punta de 2558 l s^{-1} . Recordamos que se trata de una cuenca con un área de $1,89 \text{ km}^2$, y que la conjugación de condiciones para un evento de esta magnitud ocurrirá en un período de retorno con certeza elevado. Es notoria también la forma como el contenido de humedad del suelo influencia la magnitud de una crecida. Esto se manifiesta comparando las crecidas ocurridas el 20 y el 27 de octubre; la primera, ocurrida en condiciones de suelo seco, con un volumen de precipitación en tres días superior al de la segunda, que ocurrió en condiciones de suelo muy húmedo, se quedó en un caudal punta francamente inferior. Otra particularidad de la Figura 4.12 que merece un comentario es como esta cuenca, con sus condiciones propias de suelo, mantuvo un caudal de base desde principios de diciembre hasta final de marzo, sin que tengan ocurrido eventos de precipitación significativos. Aunque los caudales medios mensuales decrecieran mucho, a saber: diciembre 9.9 l s^{-1} , enero 3.5 l s^{-1} , febrero 1.9 l s^{-1} y marzo 1.6 l s^{-1} , la escorrentía no se agotó hasta final de marzo. Algunas veces observamos que la escorrentía en el cauce principal empezaba casi en su cabecera, y en las zonas cercanas al cauce el suelo saturado se situaba a baja profundidad. Esta situación se debe a que los suelos de esta cuenca, que en algunas zonas tienen una textura fina, presentan horizontes impermeables a pequeñas profundidades.

Después de haber analizado, desde un punto de vista global, la evolución de la escorrentía generada en función de la precipitación ocurrida en la zona, llamando la atención sobre algunas particularidades, sigue el estudio más detallado de algunas situaciones de escorrentía de punta, encuadradas en diferentes condiciones, para una mejor comprensión del comportamiento hidrológico de la cuenca de estudio bajo condiciones de lluvia. Empezamos por una crecida aislada, que se inició con un

caudal de base, y que se figura como la más conveniente para establecer algunos conceptos hidrológicos para esta cuenca. Esta situación de punta se puede analizar en la Figura 4.13, y tuvo lugar el 1 de diciembre de 2004.

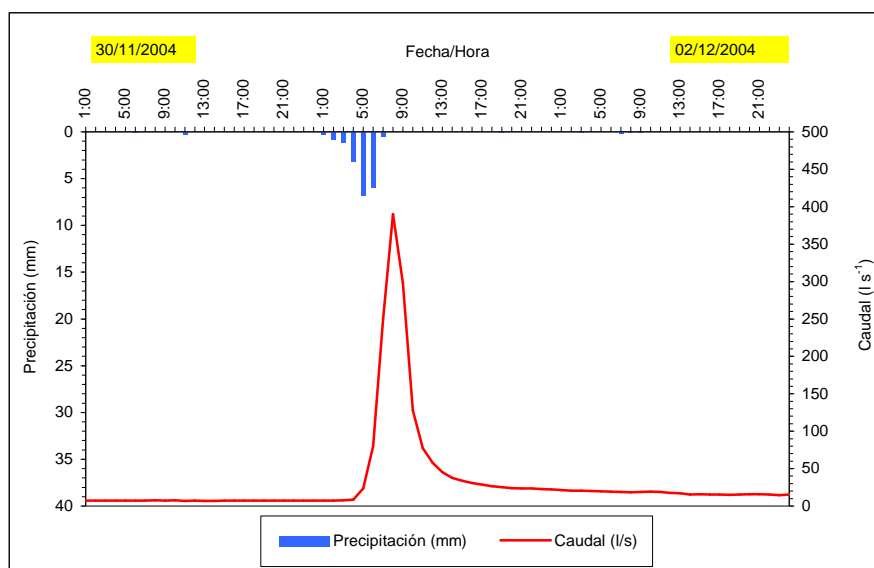


Figura 4.13 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 30/11/2004 y 02/12/2004.

La forma de esta crecida, bien identificada y originada por un solo evento de precipitación, sugiere que se trata de una cuenca con un *índice de compacidad* que la relaciona con las formas redondas (próximo a uno), y por otro lado que se trata de una cuenca impermeable, en que un evento de precipitación da origen a una escorrentía con elevada punta y no muy desfasada en relación al centro de gravedad de la tormenta (Ward, 1995). Por otro lado, la forma del hidrograma muy similar al hietograma sugiere también que la hidrología de la cuenca es dominada por procesos de escorrentía superficial, lo que se conoce como modelo hortoniano (Beven, 2001). En la fecha de esta crecida, la cosecha de todos los cultivos ya había ocurrido quedando todavía el rastrojo en el suelo, retardando un poco la escorrentía superficial. En la parte regada de la cuenca permanecían en el suelo las pozas, hechas con el objetivo de disminuir la escorrentía del riego, y que entonces continuaban cumpliendo esa función. Las condiciones en la parte no cultivada de la cuenca, eran de una vegetación espontánea escasa propia de un año seco. El hidrograma de la Figura 4.13 se inició con un caudal de base de 7.0 l s^{-1} , empezando a aumentar entre las 4 horas y las 8 horas, cuando se alcanzó un caudal punta de 390 l s^{-1} . El *tiempo de crecida*, con base en los datos de la estación hidrológica, fue de 4 horas; tiempos similares han sido observados en cuencas agrícolas con una extensión parecida (García Ruiz *et al.*, 2000). Analizando, en la Figura 4.13, la forma como se distribuye la precipitación y cómo evoluciona el hidrograma, se deduce que el caudal empieza a aumentar cuando ya habían llovido 2.3 mm, que se supone como las pérdidas iniciales de la cuenca, o sea la parte de precipitación necesaria para saturar la capa superficial del suelo antes que ocurra escorrentía superficial. La parte restante de la precipitación fue de 16 mm (*precipitación efectiva* o la que contribuye directamente a la escorrentía superficial), con centro de gravedad del rectángulo equivalente localizado en

las 5 horas; estos datos determinan que el *tiempo de respuesta* de la cuenca para esta tormenta fue de 3 horas; se entiende por *tiempo de respuesta*, el tiempo transcurrido desde el centro de gravedad de la *precipitación efectiva*, o *precipitación útil*, hasta la punta del hidrograma. Después de alcanzar la punta de la crecida, los caudales decrecieron según una función exponencial durante el *tiempo de descenso*. El *tiempo de concentración* de la cuenca se calcula entre el tiempo correspondiente al final de la *precipitación efectiva* y el tiempo del punto de inflexión de la *curva de descenso*. Este tiempo característico de la cuenca se puede calcular utilizando fórmulas, concretamente:

$$t_c = \frac{t_l}{0.6} \quad (\text{USDA-SCS, 1985}) \quad (4.1)$$

donde:

t_l – tiempo de respuesta de la cuenca;

t_c – tiempo de concentración de la cuenca;

Resulta de esta fórmula un *tiempo de concentración* de 5 horas; otra fórmula de cálculo de este tiempo característico de la cuenca es la siguiente:

$$t_p = \frac{2}{3} \times t_c \quad (\text{USDA-SCS, 1985}) \quad (4.2)$$

donde:

t_p – tiempo de crecida de la cuenca;

t_c – tiempo de concentración de la cuenca.

Resulta de esta formula, válida para el hidrograma triangular (USDA-SCS, 1985), un tiempo de concentración de 6 horas. Se concluye que cualquiera que sea la forma de cálculo, de las presentadas, el resultado del *tiempo de concentración* de la cuenca es bastante próximo. Este tiempo calculado representa una duración algo elevada para una pequeña cuenca, y además tratándose de una cuenca impermeable y aparentemente dominada por un modelo hortoniano de escorrentía, podrá explicarse por un retardamiento importante de la escorrentía originado por la vegetación espontánea en la parte inculta de la cuenca, y, sobre todo, por el efecto asignable a las pozas en la parte regada de la cuenca (unas 100 hectáreas). Retomando la Figura 4.13, el *tiempo de descenso* del hidrograma, desde la punta de la crecida hasta que termina la escorrentía directa, se puede calcular por una fórmula empírica establecida por Linsley y Franzini (1978), como sigue:

$$t_d = 20 \times A_b^{0.2} \quad (4.3)$$

donde:

t_d – tiempo de descenso (horas);

A_b – área de la cuenca (Km²).

De este cálculo resulta un *tiempo de descenso* de 22.7 horas que marcado en el hidrograma nos parece un tiempo coherente con lo observado. Terminado el tiempo de decrecimiento, y si no ocurre más precipitación, el cauce mantendrá un determinado caudal alimentado por la escorrentía de base. Sumando

el *tiempo de crecida* (4 horas) y el *tiempo de descenso*, tenemos el *tiempo de base* del hidrograma que es de 26.7 horas, después de las cuales el cauce continúa corriendo con un caudal de base que empieza en 18.7 l s^{-1} .

Seguimos analizando otras crecidas durante el año hidrológico 2004/2005 como la ejemplificada en la Figura 4.14, la primera ocurrida en la cuenca después de terminada la campaña de riego de 2004.

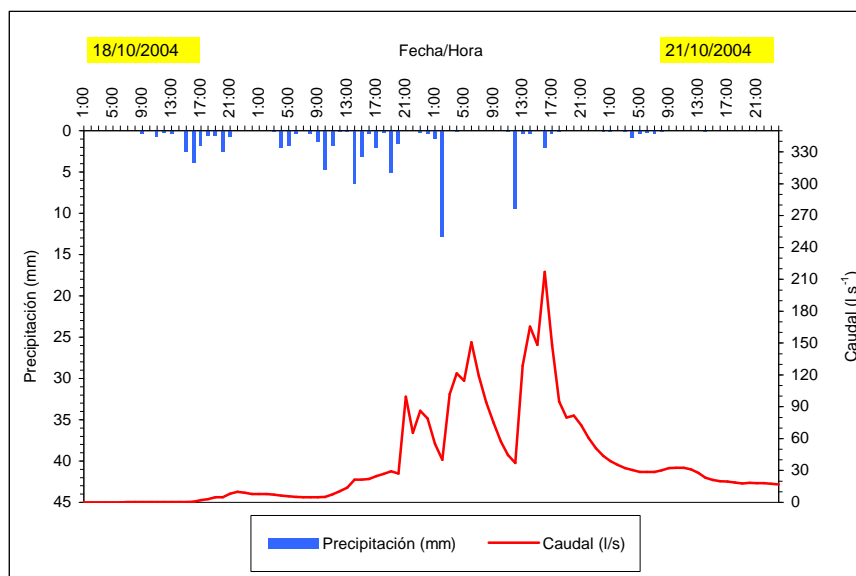


Figura 4.14 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 18/10/2004 y 21/10/2004.

En realidad se trata de tres crecidas sucesivas ocasionadas por otros tantos eventos de precipitación, que por estar intercalados por intervalos de algunas horas no ocasionaron una sola crecida, pero tampoco permitieron alcanzar el caudal de base. Antes de la fecha con que se inicia el hidrograma de la Figura 4.14 el cauce no tenía escorrentía pero el suelo presentaba algún contenido de humedad, dado que el riego no había terminado hacía mucho tiempo y ya habían llovido en octubre unos 10 mm (ver Figura 4.12). El tabaco continuaba siendo cosechado, permitiendo alguna intercepción de la lluvia y algún retardamiento de la escorrentía, y el maíz de la zona más elevada de la cuenca (*pivot* 1 y 2) tampoco había sido cosechado; este cultivo, por su tamaño y por la densidad con que ocupaba el suelo ($85000 \text{ plantas ha}^{-1}$), tuvo obligatoriamente una influencia más o menos marcada en el comportamiento hidrológico en la parte alta de la cuenca. Las primeras horas de lluvia (8.1 mm) fueron suficientes para que el cauce tuviera escorrentía, verificándose en las próximas horas un aumento progresivo del caudal en función de la precipitación poco intensa que dominaba la cuenca. La primera crecida, de relativamente pequeña amplitud, aconteció a las 21:00 horas por influencia más del estado de humedad del suelo que de la intensidad de la precipitación (unos 5 mm h^{-1}), alcanzando un pico de caudal de 99 l s^{-1} . Transcurridas 5 horas de la *fase de descenso*, hasta un caudal de 40 l s^{-1} proveniente sobre todo de la escorrentía directa, tuvo lugar otra tormenta de 12.8 mm ocurrida en una hora, que hizo aumentar, durante un *tiempo de crecida* de 4 horas, el caudal hasta un valor punta de 150 l s^{-1} . A continuación se repitió casi el evento anterior, o sea, transcurridas 6 horas de *fase de descenso* hasta un caudal de 37 l s^{-1} , ocurrió otra tormenta de 9.4 mm en una hora, provocando un *tiempo de crecida* de nuevo de 4 horas, que elevó el caudal a un

valor punta de 217 l s^{-1} . La tercera tormenta, de una intensidad menor que la segunda y partiendo de caudales similares, originó una crecida de magnitud superior, debiéndose este comportamiento a un aumento del contenido de humedad en toda la cuenca y a un aumento de las áreas, cerca de los cauces, donde ocurrió *escorrentía superficial saturada*; este mismo comportamiento ha sido observado en estudios semejantes (Sala y Farguell, 2002). Este tipo de escorrentía se observa cuando la lluvia provoca la saturación del suelo desde los niveles más inferiores hasta la superficie, impidiendo la infiltración del agua, distribuyéndose la escorrentía superficial por toda la superficie del suelo (*satured overland flow*) (Parsons y Abrahams, 1992).

La crecida representada en la Figura 4.15 ocurrió una semana después de la crecida anterior, y fue la crecida mayor de la cuenca en el año hidrológico 2004/2005, con un valor de caudal punta que no es usual observar en cuencas de esta extensión.

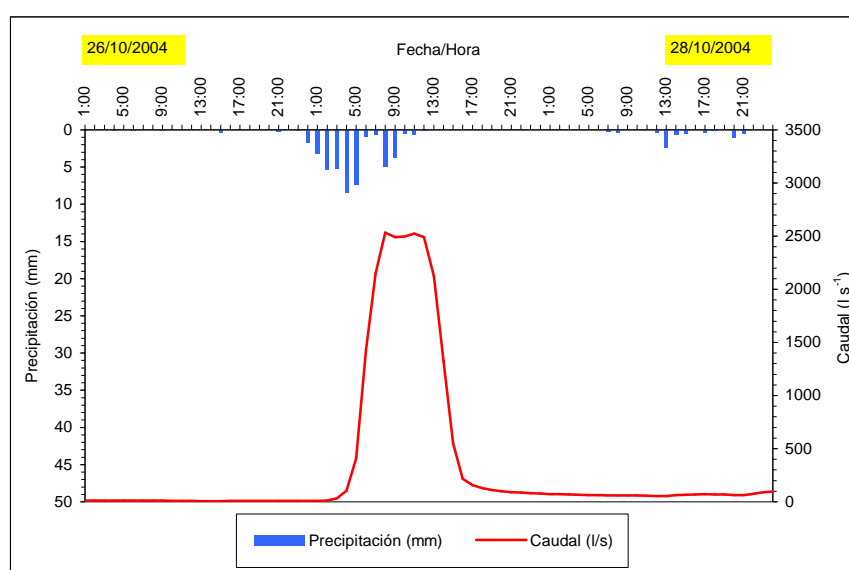


Figura 4.15 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 26/10/2004 y 28/10/2004.

También en esta crecida la forma del hidrograma es bastante similar a la forma del hietograma, viéndose una vez más que la hidrología de la cuenca la dominan procesos de escorrentía superficial. Las condiciones de revestimiento de la cuenca, que influyen en la forma como evoluciona el hidrograma, son las mismas enunciadas para la crecida anterior (Figura 4.14). Esta situación se inició con un caudal base de unos 10 l s^{-1} , alcanzando en un *tiempo de crecida* de 6 horas un caudal máximo de 2558 l s^{-1} . La conjugación de condiciones de elevado contenido de humedad del suelo, resultantes de la precipitación que originó las crecidas de la Figura 4.14, y de la forma como la precipitación se distribuyó durante un corto intervalo de tiempo, determinaron esta situación poco normal (Lima, 2003). Más detalladamente, de los 42.9 mm de precipitación total de esta tormenta de duración de 12 horas, fueron necesarios 32.9 mm, llovidos durante 8 horas, para alcanzar la punta, y 10 mm más caídos durante 4 horas para mantener la crecida, durante 4 horas, en los valores máximos de caudal. Terminada la precipitación, el caudal decreció rápidamente en casi el mismo *tiempo de crecida*, o sea las dos curvas fueron prácticamente simétricas, destacando la respuesta rápida de la cuenca, tanto en el *tiempo de crecida* como de *descenso*.

Es importante referir que después de esta situación punta, se observó claramente, en la sección de control de la cuenca, carga de fondo arrastrada por la escorrentía de dimensiones de 2-3 mm de diámetro, así como, en algunos tramos del cauce principal de mayor concentración de caudal y de curvatura más acentuada, erosión de las márgenes del cauce; ocurrencias similares han sido constatadas en cuencas agrícolas con área similar (García Ruiz *et al.*, 2000).

La última crecida analizada (Figura 4.16), aunque de una magnitud muy poco importante relativamente a las anteriores, tuvo su relevancia en el contexto de los caudales de base bastante bajos que se observaron a principio de abril.

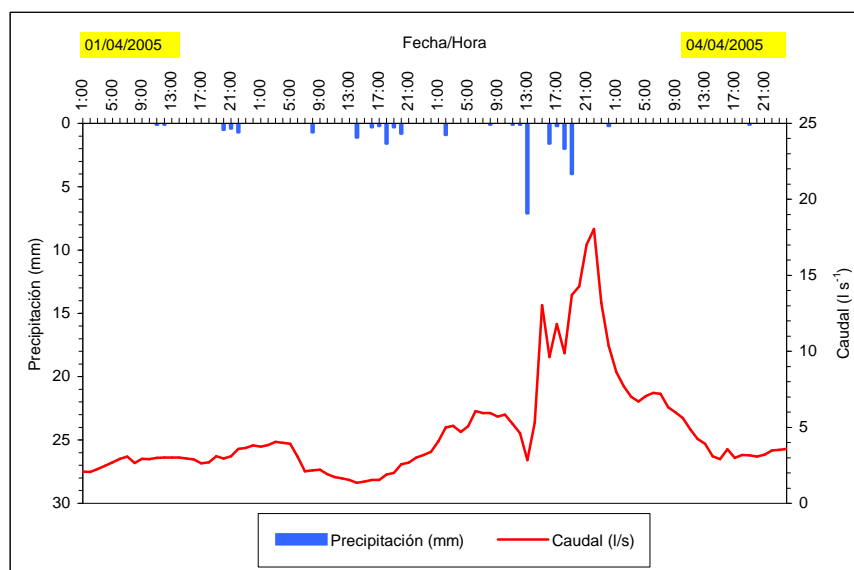


Figura 4.16 – Evolución del caudal generado en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona entre 01/04/2005 y 04/04/2005.

Las condiciones de la cuenca en esta fecha fueron bastante diferentes de las condiciones que se han relacionado para las otras crecidas. A esta altura del año, la cuenca no tenía cultivos, exceptuando once hectáreas de avena en la parte baja. La restante área que había sido cultivada tenía el rastrojo pastoreado, y las pozas hechas en la campaña de riego anterior estaban ahora parcialmente destruidas por el pisoteo de los ovinos. A pesar de, en las dos semanas antes de la fecha de esta crecida, haber llovido 41 mm, el suelo estaba muy seco, fruto de un invierno prácticamente sin precipitación. Antes de esta punta de caudal localizada, hubo pequeñas variaciones de caudal motivadas por precipitación continuada de poca intensidad. La primera tormenta de 7.1 mm en 1 hora provocó un aumento brusco de caudal de 10 l s^{-1} ; creemos que si el contenido de humedad hubiera sido más elevado esta subida de caudal habría sido mayor. La segunda subida de caudal elevó la escorrentía a unos 18 l s^{-1} en un espacio de tiempo mayor y con precipitación menos intensa. Estas pequeñas crecidas puntuales, cuando el contenido de humedad del suelo era bajo, fueron provocadas sobre todo por la escorrentía superficial cerca de los cauces, con *tiempos de respuesta* menores.

A continuación procedemos a un análisis similar para la estación de lluvias de 2005/2006, hasta el 31 de diciembre, que fue la fecha límite para incorporar datos a esta tesis. Pensamos que el

comportamiento hidrológico de esta cuenca, con relación a eventos hidrológicos de punta, quedó bien caracterizada con las crecidas del año hidrológico anterior, pos no se reveló ninguna situación nueva en este año hidrológico. A pesar de no ser necesario añadir más datos de esta estación de lluvias, es cierto que tenemos suficientes para compararlos con los de la estación de lluvias anterior, en la cual hasta el 31 de diciembre de 2004 había caído ya el 66.4% del total del año hidrológico. Por observación de la Figura 4.17 y comparación con la equivalente Figura 4.12 hasta el final de diciembre, se percibe que estamos ante una estación de lluvias bastante diferente de la anterior. Efectivamente, a un año de distribución muy irregular y seco, siguió un año que, hasta final de diciembre, tenía una precipitación acumulada un poco superior a la de un año normal (INAG, 2006). Los meses de noviembre y diciembre registraron precipitaciones algo inferiores a las de un año medio, mientras que el mes de octubre se presentó como un mes muy lluvioso con más del doble de la precipitación media; esto hizo que al final de diciembre la precipitación acumulada fuera 243 mm, frente a 212 mm en el año medio. La diferencia más significativa entre las dos estaciones de lluvias en análisis, fue que en la estación 2004/2005, a pesar de que el valor acumulado al final de diciembre fuera poco diferente del de un año medio (190.7 mm), la precipitación fue muy irregularmente distribuida, dando origen a menos crecidas que en la estación 2005/2006. En la Figura 4.17 se pueden observar las crecidas regularmente distribuidas por los tres primeros meses del año hidrológico, con los caudales punta de las seis más intensas variando entre 125 l s^{-1} y 245 l s^{-1} . En algunas de estas crecidas, que no fueron de gran amplitud, tuvimos oportunidad de constatar en el campo que la parte inculta de robles y alcornosques y algún matorral, con una rugosidad superficial elevada, no contribuyó con escorrentía superficial al cauce principal.

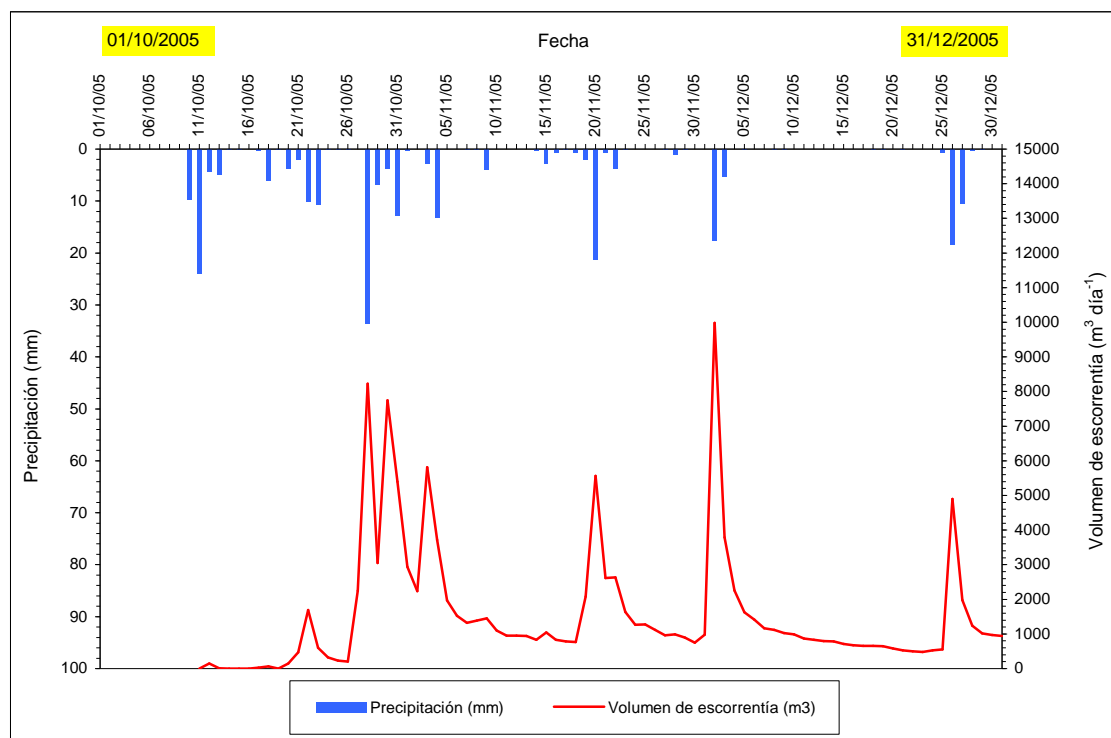


Figura 4.17 – Evolución de la escorrentía diaria generada en la cuenca, en función de la precipitación ocurrida en la zona en el año hidrológico 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

4.3.1. Comportamiento hidrológico durante la estación de lluvias

En esta sección de este documento, de la misma forma que para la estación de riego, vamos a analizar la evolución de la curva de la precipitación acumulada y la correspondiente curva de escorrentía acumulada generada en la cuenca, para las estaciones de lluvias 2004/2005 y 2005/2006. La observación de la Figura 4.18, referente a la estación de lluvias 2004/2005, permite también deducir que la evolución de las curvas acumuladas de escorrentía del cauce, y sobre todo de la precipitación, no fueron las de un año hidrológicamente normal. La evolución de la curva de la precipitación acumulada se hizo por impulsos bien localizados, que no tuvieron una respuesta tan evidente en la curva de la escorrentía, debido al efecto de amortiguación más o menos evidente de la interfaz vegetación/suelo. Las curvas de la Figura 4.18 se refieren al período de tiempo desde el 09 de octubre de 2004, cuando acababa de empezar a llover después de la campaña de riego, hasta el 22 de abril de 2005, cuando había terminado la escorrentía del cauce originada por la precipitación.

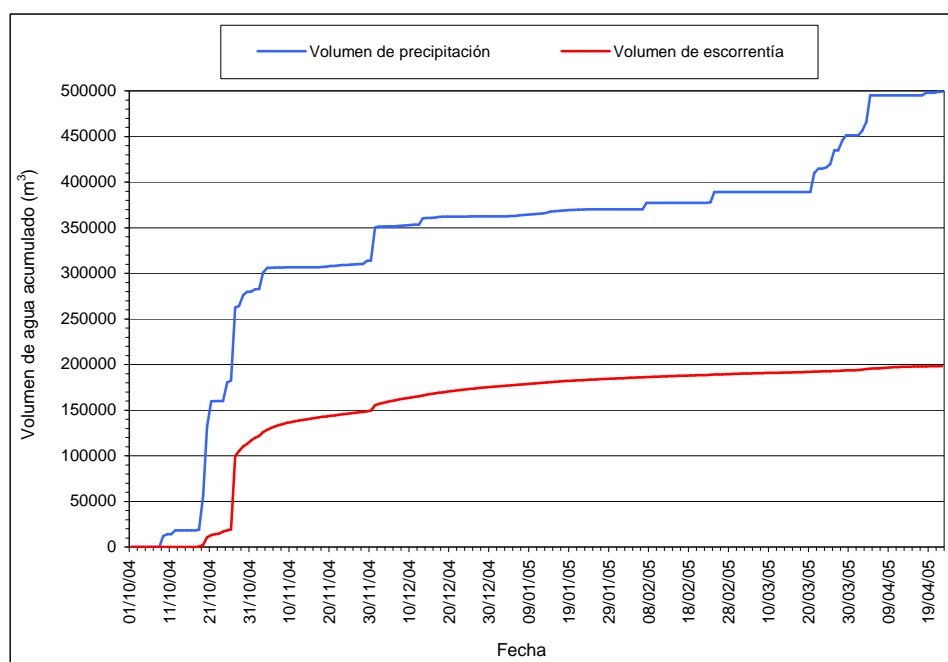


Figura 4.18 - Evolución del volumen de precipitación y de escorrentía acumulados a lo largo del año hidrológico 2004/2005.

Explicamos a continuación algunas particularidades del desarrollo de las dos curvas, para una mejor percepción de cómo se comporta hidrológicamente la cuenca desde un punto de vista global. La primera situación es referente al período del 18 al 22 de octubre, en el que hubo un aumento muy significativo de la precipitación acumulada, sin que hubiera un correspondiente aumento de la escorrentía acumulada, cifrándose el *rendimiento hídrico de la cuenca*, en este período, en 9.7%. A continuación hubo otra situación de aumento muy importante de la precipitación acumulada, entre el 24 y el 28 de octubre, que sumada al aumento anterior resultó en un volumen de precipitación de 264252 m³, representando 52.9% del total de precipitación; esto dice bien de la distribución altamente irregular de la precipitación en este año hidrológico. Esta situación, que ocurrió en las condiciones referidas para la

Figura 4.15, tuvo una respuesta de la cuenca con una escorrentía muy intensa, siendo el *rendimiento hídrico de la cuenca* para este período de tiempo (24-28/10/2004) de 84.9%, o sea prácticamente todo el volumen de precipitación que entró en la cuenca salió en forma de escorrentía; esto se traduce en el mayor aumento en la curva acumulada de la escorrentía. El comportamiento hidrológico de la cuenca en este período se aproximó al de un régimen torrencial, con la correspondiente capacidad de transporte de elementos gruesos del suelo. La tercera situación que nos merece un comentario, fue la referente a la crecida de la Figura 4.13, o sea entre 30 de noviembre y 2 de diciembre. A un aumento nítido en la curva del volumen acumulado de precipitación, correspondió un aumento mucho menos perceptible en la curva de escorrentía acumulada, con un *rendimiento hídrico de la cuenca* de 20.3%. Siguió una fase prolongada de condiciones acentuadas de sequía entre el 3 de diciembre y el 20 de marzo. En este período de tiempo, que representa 58% del total, el volumen acumulado de precipitación caída en la cuenca aumentó solamente en 37804 m³, correspondiendo al 7.6% del volumen total de precipitación. La poca precipitación que ocurrió en esta fase no fue suficiente para generar escorrentía directa, siendo los 33925 m³ de escorrentía registrados en la estación hidrológica provenientes de la escorrentía de base de la cuenca, traduciéndose esta realidad en un aumento muy suave de la curva de escorrentía acumulada. Siguiendo a estas condiciones severas de sequía, tuvo lugar un período, entre el 21 de marzo y el 22 de abril, de precipitación moderada y espaciada que hizo aumentar en 88840 m³ el volumen acumulado de precipitación en la cuenca. La escorrentía, en el mismo período de tiempo, se cifró solamente en 5947 m³, lo que resultó en un *rendimiento hídrico de la cuenca* de 5.3%.

Para este año hidrológico, que se quedó como el más seco de los últimos 60 años en la generalidad del territorio de Portugal, a los 263.9 mm de lluvia caída hasta final de abril correspondieron 498828 m³ de agua entrada en la cuenca. Hasta esta misma fecha fueron drenados de la cuenca 198132 m³ de agua, lo que condujo a un *rendimiento hídrico medio* de 39.7%. Es interesante referir que casi el 50% del agua drenada de la cuenca ocurrió en la tormenta, y respectiva crecida, del 27 de octubre de 2004. Un año meteorológica y hidrológicamente normal tendría en ciertos períodos *rendimientos hídricos* más elevados y en otros más bajos, pero con seguridad el valor global sería menor que 39.7%, como varios autores han observado en cuencas de esta extensión (Ceballos y Schnabel, 1998). Sin ser posible adelantar qué precipitación va a caer hasta el final de la estación de lluvias 2005/2006, mas admitiendo que no alterará mucho el valor de *rendimiento hídrico de la cuenca* verificado hasta final de diciembre de 2005 (27.9%), este valor adelantado es francamente menor al obtenido en la estación de 2004/2005.

Complementando la Figura 4.17, y siendo una forma diferente de relacionar el volumen de agua entrado y salido de la cuenca, la figura siguiente confirma lo que en parte ya se dijo relativamente a la estación de lluvias de 2005/2006. Podemos constatar en la Figura 4.19 una evolución de las dos curvas acumuladas, mas sobre todo la curva de la precipitación, por más impulsos y en la generalidad de menor amplitud que en la estación de 2004/2005. En la curva de la escorrentía acumulada de la misma figura es posible identificar seis impulsos relacionados con las crecidas de mayor intensidad, mientras que en la curva referente a la estación lluviosa de 2004/2005, y hasta la misma fecha, solo se identificaron tres impulsos, pero haciendo subir la curva a un nivel más elevado.

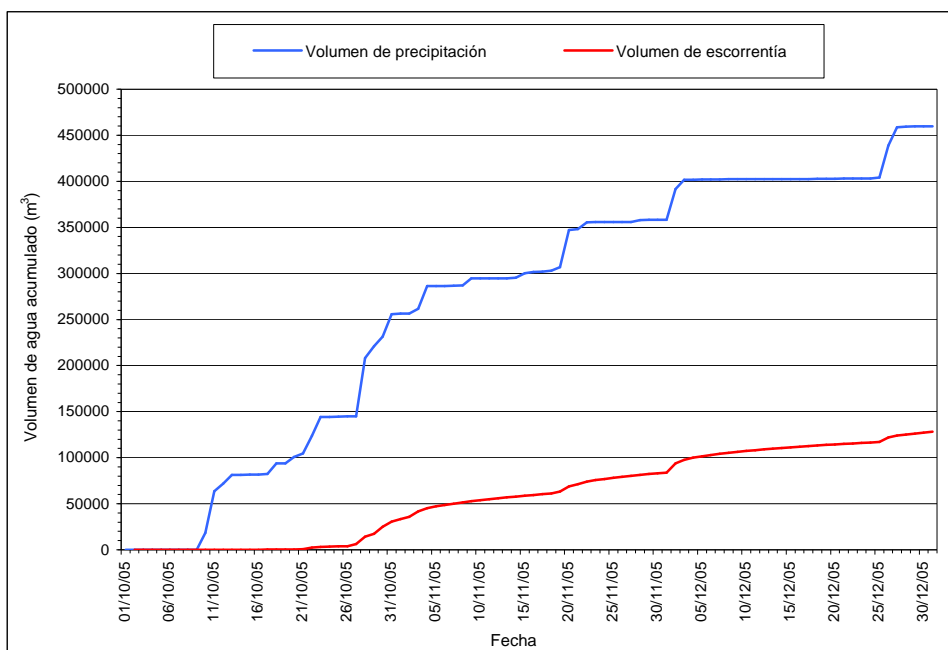


Figura 4.19 - Evolución del volumen de precipitación y de escorrentía acumulados a lo largo del año hidrológico 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

La comparación que pretendemos hacer entre las dos estaciones lluviosas resulta más objetiva con la lectura de los valores presentes en la Tabla 4.1, donde se confrontan los valores de lluvia y escorrentía de cada mes y la suma del período en análisis, así como los rendimientos hídricos correspondientes.

Tabla 4.1 – Comparación del *rendimiento hídrico* mensual y global, entre los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006.

AÑO HIDROLÓGICO		LLUVIA		ESCORRENTÍA (m³)	RENDIMIENTO HÍDRICO (%)
		(mm)	(m³)		
2004/2005	OCT.	148,1	279941	117002	41,8
	NOV.	18,0	34024	32373	95,1
	DIC.	25,6	48389	26451	54,7
	TOTAL	191,7	362354	175826	48,5
2005/2006	OCT.	135,3	255746	30563	12,0
	NOV.	54,2	102450	52363	51,1
	DIC.	53,7	101505	45179	44,5
	TOTAL	243,1	459701	128105	27,9

Confirmando lo que ya fue afirmado, véase que a pesar de que el volumen de precipitación acumulado para el año 2005/2006 (459701 m³) fue substancialmente mayor del de 2004/2005 (362354 m³), el volumen de escorrentía fue menor (128105 m³ frente a 175826 m³), resultando un *rendimiento hídrico* francamente menor (27.9% frente a 48.5%). También se puede observar que en cualquier de los meses, los valores del *rendimiento hídrico* fueron más elevados que en el año hidrológico 2005/2006. Los meses de octubre fueron los que contribuyen con más volumen de precipitación,

presentando, sin embargo, los menores valores de rendimiento hídrico. Esta situación se justifica porque una buena parte del volumen de precipitación quedó almacenado en el suelo, no contribuyendo a la escorrentía.

4.4. Conclusiones

En base a múltiples observaciones y al análisis de los datos recopilados durante las campañas de riego de 2004 y 2005 y años hidrológicos 2004/2005 y 2005/2006, fue posible avanzar algunas conclusiones relativas al comportamiento hidrológico de la cuenca de estudio. En este ejercicio tenemos la conciencia de que la comprensión del comportamiento hidrológico no es definitiva ni completa, siendo para tal necesario un estudio más prolongado que contemple otras condiciones. Sin embargo, lo que pasó en términos meteorológicos en el período de análisis, sugiere algunas ideas de cómo es el comportamiento hidrológico de una pequeña cuenca que no es exclusivamente agrícola y que tiene, además de diversidad de cultivos, una dimensión de parcelas muy variable. Empezamos concluyendo sobre la campaña de riego.

✓ El comportamiento hidrológico de la cuenca en regadío, dominada por sistemas de riego por aspersión, sobre todo *pivots*, está bastante influenciado por la densidad de la red de drenaje y por el contacto directo o próximo de los *pivots* con algunos tramos de los cauces. La demarcación de los sectores críticos, en términos de mayor escorrentía superficial para los cauces, se plantea como fundamental para la adopción de medidas de control de la escorrentía y consecuentemente de transporte de nutrientes.

✓ Al contrario de lo que suele suponerse, los agricultores manejan los sistemas y gestionan el riego de forma tal que alcanzan altas eficiencias de aplicación del agua, como las que se han calculado de forma global en la cuenca de estudio. Además, los agricultores saben adaptar sus sistemas agrícolas para minimizar el consumo de agua y, sobre todo, las pérdidas de nutrientes. Son ejemplo de lo que afirmamos las pozas abiertas antes de iniciar la campaña de riego, con una eficacia demostrada.

✓ En una pequeña cuenca agrícola de regadío, el comportamiento hidrológico es muy sensible a las prácticas de riego, a la regularidad con que los agricultores riegan y las dotaciones usadas, que a esta escala puede presentar una variabilidad considerable (Lorite *et al.*, 2004b).

✓ Los valores de rendimiento hídrico de la cuenca obtenidos en las dos campañas de riego permiten concluir que a la medida que se reduce el área de riego en una cuenca, el valor de *rendimiento hídrico* se va alejando más del valor de la *eficiencia de aplicación* del agua de los sistemas de riego en las parcelas agrícolas. Resulta también que para cuencas de regadío con dimensiones próximas de la cuenca de estudio, el concepto de eficiencia de *aplicación del agua* deja de tener sentido porque en verdad no refleja los valores de pérdidas de agua dentro de la cuenca (Pereira, 2003).

Las conclusiones que siguen son relativas a las estaciones de lluvias y se refieren a un año extremadamente seco, que no es propio de la zona de estudio, y a otro año que se aproxima al año normal. Conviene recordar que en los climas mediterráneos, con fuerte aleatoriedad meteorológica, algunas veces,

por períodos más o menos largos, lo que está establecido como norma es lo que ocurre con menos frecuencia.

✓ En el año seco la precipitación total se concentró en algunas tormentas, asociadas a algunas crecidas de magnitud elevada donde se registró gran parte del agua drenada de la cuenca, como la que ocurrió al final de octubre. Estas situaciones de punta estuvieron asociadas a un elevado poder erosivo y un gran potencial de pérdida de nutrientes de las parcelas agrícolas.

✓ Habiendo ocurrido durante los años hidrológicos en análisis situaciones distintas, fue posible establecer cómo el contenido de humedad del suelo, y el comportamiento hidrológico asociado del suelo, tuvo una influencia decisiva en la magnitud de las situaciones de punta. Estos factores también determinan el comportamiento hidrológico de otras pequeñas cuencas, aunque en condiciones algo diferentes (Ceballos y Schnabel, 1998; Gallart *et al.*, 1997).

✓ La escorrentía superficial relacionada con el modelo hortoniano domina el comportamiento hidrológico de esta pequeña cuenca durante los eventos hidrológicos más significativos.

✓ Una análisis global de los resultados de las dos campañas de riego y estaciones de lluvias, nos dice que podremos hablar de un comportamiento hidrológico, bajo condiciones de riego o de lluvia, estudiado para una realidad vigente en la cuenca, pero la forma como la cuenca reacciona para realidades diferentes no se explican por reglas de linealidad o de proporcionalidad, sino por reglas más complejas que tienen inherente la interacción de los procesos que comandan una forma de comportamiento hidrológico.

5.

CALIDAD DE LOS FLUJOS DE RETORNO

5.1. Introducción

El uso racional del agua debe tener implícito su gasto moderado y equilibrado, así como la conservación o mejoría de su calidad después de usada y restituida nuevamente al medio hídrico. Esta es una preocupación que se perfila como fundamental en la *Directiva Marco del Agua* de la *Unión Europea*, al considerar que el agua no es un bien económico como los demás, sino un patrimonio que urge proteger. Según los principios de aquella directiva, transpuesta para la legislación de cada país miembro de la *Unión Europea*, la calidad del agua dejará de estar centrada exclusivamente en variables físico-químico-biológicas relacionadas con los varios usos del agua, para contemplar también un inestimable valor ecológico, dirigiendo su calidad al correcto funcionamiento de los ecosistemas. Otro concepto que figura como importante es que no hay una calidad absoluta del agua, sino unas cuantas calidades que dependen de las exigencias de su uso (Novotny, 2003).

Ante la necesidad de estudiar la calidad del agua drenada de una cuenca agrícola de regadío, importa tener presente que su calidad depende de la carga contaminante que recibe en la cuenca, y de la calidad que tenía antes de ser derivada para aquella unidad territorial; en algunas situaciones la calidad del agua drenada de las cuencas de regadío es mala en parte porque ya la recibe con calidad deteriorada. El agua que se usa durante las campañas de riego en nuestra cuenca de estudio proviene de un embalse cuya cuenca hidrográfica no está sujeta a procesos de contaminación, siendo por esto normalmente de buena calidad. Sin embargo, la acumulación de materia orgánica en el pantano condiciona temporalmente la calidad del agua, en lo referente a algunos contaminantes. Con relación a la estación de lluvia, la

calidad del agua drenada dependerá de la carga contaminante que reciba en la cuenca. Los procesos que dominan en la cuenca de estudio son, sobre todo, de contaminación difusa, influenciada por eventos hidrológicos más intensos y por el régimen hidrológico del suelo. En conformidad, es esperable que la calidad del agua sea diferente cuando domina el proceso de escorrentía superficial, o cuando prevalece la escorrentía base de la cuenca. La zona de estudio no está expuesta a fuentes puntuales de contaminación, dado que el ganado existente, exclusivamente ovinos, es explotado de forma extensiva y solo en períodos de tiempo cortos. Para entender de forma cabal la contaminación que ocurre en la cuenca, debe recordarse que una parte, con una extensión continua de 58 hectáreas, no está sujeta a actividad agraria, sino que se beneficia de la aplicación de medidas agro-ambientales.

5.2. Consideraciones sobre el muestreo del agua

Ante la ausencia de un recolector automático de muestras de agua, o de equipo de registro continuo de la concentración de los contaminantes en estudio en la sección de control de la cuenca, se recogía en un momento del día una muestra que se suponía representativa de ese día. Para intentar conocer como era la variabilidad de las concentraciones de los contaminantes a lo largo del día, se recogió más de una muestra de agua en tres días durante la campaña de riego de 2004, y en dos días durante la estación de lluvias de 2005/2006, tal como se registra en las Tablas 5.1 y 5.2. Además se hizo un pequeño ejercicio estadístico, que se presenta en las mismas tablas, con el objetivo de ver cual es el intervalo de la variabilidad de los datos, y consecuentemente de cual es la amplitud de los errores que se pueden cometer al aceptar como representativa de un día una muestra puntual de agua recogida a una determinada hora del día. Pensamos ser razonable el procedimiento estadístico aplicado, que consiste en el cálculo de la media y de la desviación típica media de cada conjunto de valores referentes a cada contaminante. Para tener una idea más concreta de los errores que se pueden cometer, al extrapolar un valor puntual a la totalidad del día, se calcula la porcentaje que representa el desvío medio relativamente al valor de la media. Para las muestras tomadas en la campaña de riego de 2004, los resultados que se obtienen, denominados en la Tabla 5.1 desvío medio porcentual porcentual, fueron, para la conductividad eléctrica todos iguales o inferiores a 10%, para el nitrógeno amoniacal dos valores bajos (3% y 2%) y un valor elevado (34%), para el nitrógeno nítrico dos valores iguales o inferiores a 10% y un valor también elevado (23%), y para los sólidos suspendidos todos los valores elevados (52%, 22% y 23%). De acuerdo con estos datos y el criterio usado, los errores que se pueden cometer, al calcular la carga contaminante diaria con valores puntuales de concentración, son bastante variables y pueden comportar errores más o menos significativos. Sin embargo, relativamente a la conductividad eléctrica, con alguna seguridad se puede hacer aquella extrapolación. La mayor variabilidad de la concentración de los sedimentos en el agua a lo largo del día, aunque se refiera a valores bajos de concentración, estará relacionada con los aumentos de caudal, durante la estación de riego, cuando los *pivots* pasan por las zonas críticas de su recorrido, definidas en la sección 4.2 de este documento.

Tabla 5.1 – Estadística relativa a la concentración de contaminantes de muestras de agua recogidas en momentos diferentes del mismo día, en la campaña de riego de 2004.

Fecha de muestreo	Valores				Média				Desvio Médio			
	Cond. (microS cm ⁻¹)	N-amon. (mg l ⁻¹)	N-nítrico (mg l ⁻¹)	SST (mg l ⁻¹)	Cond. (microS cm ⁻¹)	N-amon. (mg l ⁻¹)	N-nítrico (mg l ⁻¹)	SST (mg l ⁻¹)	Cond. (microS cm ⁻¹)	N-amon. (mg l ⁻¹)	N-nítrico (mg l ⁻¹)	SST (mg l ⁻¹)
04/08/2004	291	3.50	3.22	29.33	274	3.59	3.15	19.33	18	0.09	0.07	10.00
	256	3.68	3.08	9.33					7%	3%	2%	52%
10/09/2004	206	0.56	0.67	13.33	217	0.54	1.03	19.78	8	0.01	0.24	4.30
	227	0.53	1.23	26.00					4%	2%	23%	22%
	219	0.53	1.19	20.00								
01/10/2004	197	1.10	0.79	16.00	179	0.82	0.88	13.00	18	0.28	0.09	3.00
	161	0.54	0.96	10.00					10%	34%	10%	23%

Desvio Médio porcentual

Cond. – conductividad eléctrica (µS cm⁻¹);

N-amon. – nitrógeno amoniacal (mg l⁻¹);

N-nítrico - nitrógeno nítrico (mg l⁻¹);

SST – sólidos suspendidos totales (mg l⁻¹).

Para las muestras de agua tomadas en la estación de lluvias 2005/2006, la variabilidad de las concentraciones fue menor, como se puede constatar en la Tabla 5.2, en que todos los valores porcentuales fueron iguales o inferiores a 10%, exceptuando un valor relativo al nitrógeno nítrico (16%) y otro a los sólidos suspendidos totales (11%). Esto se refleja en efectos menos significativos en el cálculo de la carga contaminante diaria, al extrapolarse un valor puntual de concentración de los contaminantes como válido para todo el día. Como era esperable, en la estación de lluvias en que predominó la escorrentía de base, la variabilidad de la concentración de sedimentos en el agua a lo largo del día fue francamente menor que en la estación de riego, dado que el caudal, en ausencia de lluvia, se mantiene casi constante.

Tabla 5.2 – Estadística relativa a la concentración de contaminantes de muestras de agua recogidas en momentos diferentes del mismo día, en la estación de lluvias 2005/2006.

Fecha de muestreo	Valores				Média				Desvio Médio			
	Cond. (microS cm ⁻¹)	N-amon. (mg l ⁻¹)	N-nítrico (mg l ⁻¹)	SST (mg l ⁻¹)	Cond. (microS cm ⁻¹)	N-amon. (mg l ⁻¹)	N-nítrico (mg l ⁻¹)	SST (mg l ⁻¹)	Cond. (microS cm ⁻¹)	N-amon. (mg l ⁻¹)	N-nítrico (mg l ⁻¹)	SST (mg l ⁻¹)
26/10/2005	572	0.53	1.09	3.00	545	0.54	1.41	3.00	53	0.04	0.22	0.22
	598	0.49	1.68	2.66					10%	7%	16%	7%
	466	0.60	1.47	3.33								
07/01/2006	378	0.45	1.23	5.33	360	0.50	1.30	5.17	9	0.03	0.04	0.58
	359	0.53	1.30	4.00								
	350	0.53	1.30	6.00								
	352	0.51	1.37	5.33					3%	6%	3%	11%

Desvio Médio porcentual

Cond. – conductividad eléctrica (µS cm⁻¹);

N-amon. – nitrógeno amoniacal (mg l⁻¹);

N-nítrico - nitrógeno nítrico (mg l⁻¹);

SST – sólidos suspendidos totales (mg l⁻¹).

Es importante referir que lo que se afirmó tendrá una validez relativa para cuando predomina la escorrentía de base, porque durante las crecidas el patrón de variabilidad es diferente, lo que será tratado en una sección siguiente de este documento.

5.3. Comparación con la concentración de solutos en el agua del canal de distribución del riego

La comparación entre la calidad del agua drenada de la cuenca de estudio y la que se deriva del canal de distribución para riego, se hizo para las variables conductividad eléctrica, nitratos+nitritos y nitrógeno amoniacal.

5.3.1. Conductividad eléctrica

Empezamos por la **conductividad eléctrica**, que es una variable que permite evaluar, de una manera sencilla y rápida, el grado de mineralización del agua al depender de la cantidad de sales disueltas, originando formas iónicas, aunque también dependa de la temperatura del agua. El origen de las sales puede relacionarse con el proceso de lixiviación de los suelos, de sustancias como carbonatos, sulfatos, nitratos, de calcio, potasio, magnesio, resultantes de un proceso natural de meteorización de los minerales o de un proceso inducido por las prácticas del hombre, como es la incorporación de nutrientes minerales en cantidades más o menos elevadas en el ámbito de la actividad agrícola (Ghassemi *et al.*, 1995).

Una análisis global de la Figura 5.1, donde se registran los valores de la conductividad eléctrica del cauce y del canal que deriva el agua de riego, durante las campañas de riego de 2004 y 2005, nos permite hacer dos apreciaciones más inmediatas. Una es la muy baja mineralización del agua derivada del canal de distribución, siendo su calidad de categoría sobresaliente, así como su escasa variación raramente sobrepasando el umbral de los $100 \mu\text{S cm}^{-1}$; esta constatación es todavía más evidente en la campaña de riego de 2005. Otra apreciación es que también el agua drenada de la cuenca, aunque con intervalos de variación mayores, tiene buena calidad relativamente a esta variable, no comprometiendo su uso aguas abajo. La mayoría de los puntos de ambas gráficas de la Figura 5.1, relativos al agua del cauce, se queda dentro del intervalo entre 200 y $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ (67%), contribuyendo más a esta estadística los valores de la campaña de riego de 2005.

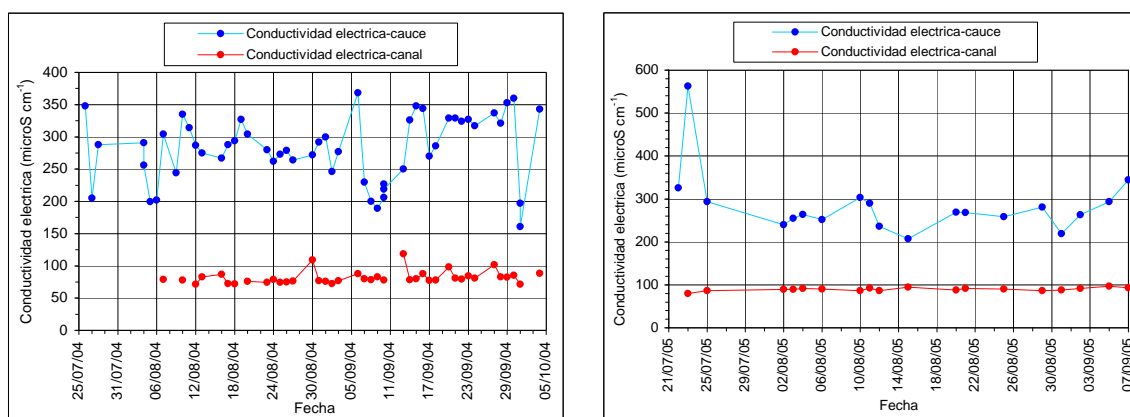


Figura 5.1 – Comparación de la conductividad eléctrica entre el agua del canal de distribución y el agua del cauce, durante las campañas de riego de 2004 y 2005.

Una mayor atención sobre la Figura 5.1, integrándola con la ocurrencia de las operaciones agrícolas en la cuenca, posibilita establecer otras ideas que registramos a continuación. Los picos de salinidad del agua del canal, porque son picos relativamente bajos, no se reflejan en valores elevados de salinidad del agua drenada de la cuenca, sugiriendo que es difícil relacionar la calidad del agua que entra y que sale de la cuenca en relación a esta variable. Algunos de los picos de salinidad del agua recogida en la sección de control de la cuenca se pueden relacionar con las operaciones de fertilización de las parcelas agrícolas, como son los picos de los días 26 de julio y 7 de agosto de 2004, y probablemente el del 10 de agosto del mismo año. Efectivamente, en las fechas 26 y 31 de julio se aplicaron en los campos de sorgo de la margen izquierda y derecha del cauce principal, distribuidos en la superficie del suelo, 75 kg ha^{-1} , en cada fecha, de abono nitrogenado con 27% en la forma nítrica; añadido a una fertirrigación en el tabaco del *pivot 2*, con 35 kg ha^{-1} de *solución nitrogenada 32N*. Es probable que una fracción fuera arrastrada con la escorrentía superficial, con respuesta más inmediata en la salinidad del agua del cauce, y otra fracción, de la que entró en el perfil del suelo, fuera lixiviada y arrastrada con la escorrentía de base. Durante el restante período de la campaña de 2004, la salinidad del agua estuvo principalmente influenciada por el proceso de lixiviación de las sales presentes en el suelo, cuya intensidad debió depender del régimen hídrico del suelo y del efecto de dilución del agua en la concentración de las sales (Sophocleous, 2002). Es oportuno referir que en las tres primeras semanas de julio de 2004 se hicieron importantes fertilizaciones (fertirrigaciones) en el maíz de la parte alta de la cuenca, que probablemente ocasionaron valores altos de salinidad en el agua del cauce, valores que desconocemos pues en esta fecha aún no se recogían muestras de agua. Esto si se pudo comprobar en la campaña de riego de 2005, cuando se observó un pico de salinidad importante a finales de julio que se debió a elevadas fertilizaciones, sobre todo nitrogenadas, que se hicieron en los cultivos de maíz y tabaco. Los valores de salinidad relacionados con este pico se elevaron notablemente, potenciándose debido al aumento de la concentración de las sales en el agua por la escasez de los flujos de retorno en la campaña de riego de 2005. Concretamente, entraron en la cuenca, resultantes de las fertilizaciones hasta el final de julio de 2005, 3627.3 kg de nitrógeno de un total de 4002.8 kg en toda la campaña de riego de 2005, o sea 90.6% del total de nitrógeno. En el ANEXO 5.1 se pueden analizar los datos relativos al balance de nitrógeno en la cuenca, desde los cultivos de invierno de 2003 hasta los cultivos de invierno de 2005 (hasta el 31/12/2005). Los valores de nitrógeno aportado a la cuenca con el agua de riego se calculan con base en la respectiva concentración en el agua del canal de riego, y los volúmenes de agua entrados en la cuenca; las concentraciones de nitrógeno de los días en que no hubo recogidas de muestras de agua, se calculan por interpolación entre los valores más próximos. La identificación de las parcelas de la cuenca de estudio, se hizo como esta registrado en el ANEXO 6.6.

5.3.2. Nitrógeno nítrico

Pasamos al análisis de la concentración de **nitratos+nitritos** en el agua del cauce a largo de las campañas de riego de 2004 y 2005. Recordamos que, como quedó dicho en la sección 3.2.4., la técnica laboratorial usada no permite la separación de los nitratos y nitritos. Pasaremos a considerar las concentraciones determinadas como concentraciones solamente de nitratos, dado que los nitritos ocurren

puntualmente en concentraciones bajas (Mendes y Santos Oliveira, 2004). Sin embargo, conviene no olvidar su elevada toxicidad cuando ocurre en el agua destinada al consumo humano, siendo su presencia un indicador de calidad mediocre del agua. Las fertilizaciones nitrogenadas son por regla las que implican cantidades más elevadas de abonos, dada su influencia en el crecimiento y vigor vegetativo de los cultivos. El nitrógeno, en sus variadas formas, puede aparecer en el agua proveniente de otros orígenes distintos a las fertilizaciones, particularmente la degradación de variados compuestos orgánicos. Por esto, el nitrógeno, sobre todo las formas más oxidadas que son muy solubles, es una de las sustancias contaminantes del agua que se revela como más problemática (Hatch *et al.*, 2002). La Figura 5.2 muestra la evolución, a lo largo de las campañas de riego 2004 y 2005, de la concentración de nitratos+nitritos en el agua del cauce y del canal.

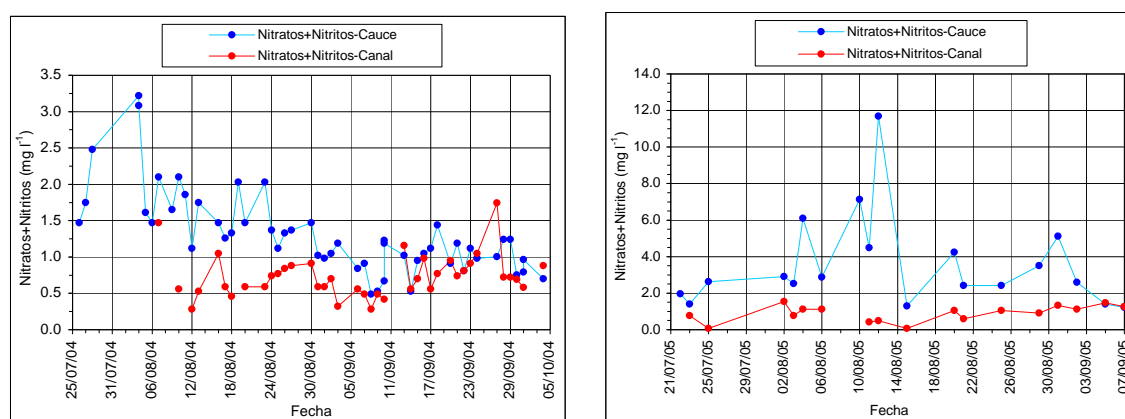


Figura 5.2 – Comparación de la concentración de nitratos+nitritos entre el agua del canal de distribución y el agua del cauce, durante las campañas de riego de 2004 y 2005.

Los valores elevados de concentración de nitratos+nitritos registrados entre final de julio y mediados de agosto en el agua del cauce, fueron debidos a fertilizaciones nitrogenadas que se efectuaron en este período, como ya fue referido a propósito de la salinidad del agua. Centrando nuestro análisis en la campaña de riego de 2004, otros picos relativos obtenidos los días 7, 10 y 19 de agosto se relacionaron con picos de salinidad, de lo que se infiere que la salinidad en aquellas fechas fue debida, al menos en parte, a los nitratos. Los otros picos de concentración de nitratos+nitritos en el agua del cauce, aunque relativamente más bajos, no se reflejaron en picos de salinidad, por lo que ésta debió de estar influenciada por otras sales distintas al nitrato. Los valores más elevados de concentración de nitratos+nitritos en el agua del canal de distribución se dieron los días 7 y 16 de agosto, en una fase intensa de riego, y los días 13 y 27 de septiembre, en una fase de disminución y de termino del riego, respectivamente. En la campaña de riego de 2005, a pesar de que la evolución relativa de la concentración de esta forma nitrógeno en el canal y el cauce fue semejante a la campaña de 2004, importan registrar algunas diferencias. Es clara, sobre todo hasta mediados de agosto, la ocurrencia de valores significativamente más elevados de concentración de este contaminante en el agua del cauce, por un efecto de su concentración en caudales de retorno menores. Así, en la campaña de riego de 2004, solamente 2 valores, observados en el mismo día, quedaron sobre 3.0 mg l^{-1} en un conjunto de 53 valores. Situación muy diferente es la de los siete valores sobre este umbral, observados en la campaña de 2005, de un conjunto

de 19 valores. Importa hacer referencia al valor de concentración de nitrógeno nítrico observado el 12 de agosto, que se elevó a casi el doble de los otros valores más elevados observados, y que, aunque ocurrió en la fase de intensas fertilizaciones nitrogenadas, probablemente hubo otros factores que contribuyeron a lo elevado de las concentraciones.

5.3.3. Nitrógeno amoniacal

Sigue la comparación de la concentración del **nitrógeno amoniacal** en el agua del canal de distribución y el agua del cauce. Esta forma de nitrógeno, menos oxidada que el nitrato y el nitrito, puede presentarse en el agua en la forma iónica (NH_4^+), que es la más frecuente, o en la forma no ionizada (NH_3), que está relacionada con medios acuáticos con pH elevado (Mendes y Santos Oliveira, 2004). El nitrógeno amoniacal proviene de las fertilizaciones hechas normalmente en la semenera/plantación de los cultivos, o de la degradación de materiales residuales de origen animal o vegetal. Este contaminante tiene una solubilidad más baja que el nitrato, por tanto con menos probabilidad de ser arrastrado en solución con la escorrentía; en la forma iónica, y dada la naturaleza de su carga eléctrica, puede también ser arrastrado conjuntamente con las partículas coloidales del suelo (Owens, 1994). Pasando al análisis de la Figura 5.3, algunos comentarios nos parecen oportunos.

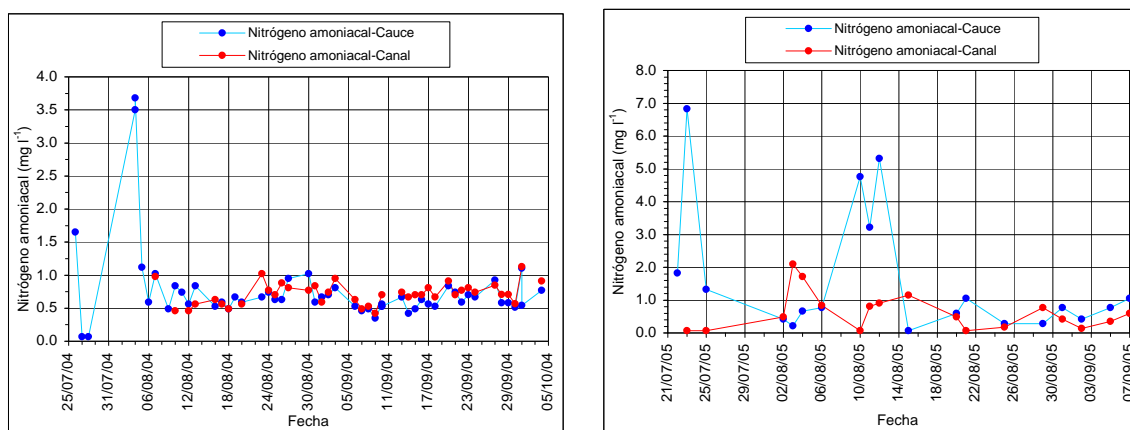


Figura 5.3 – Comparación de la concentración de nitrógeno amoniacal entre el agua del canal de distribución y el agua del cauce, durante las campañas de riego de 2004 y 2005.

Las graficas de la figura anterior presentan dos zonas completamente distintas, una a final de julio e inicio de agosto, cuando se dieron los valores más elevados de concentración de nitrógeno amoniacal, y otra de valores que varían dentro de un intervalo bastante más reducido (básicamente entre 0.5 y 1.0 mg l⁻¹) en el período restante de la campaña de riego; en la campaña de 2005 también se dieron algunos valores elevados a medios de agosto. A partir de la primera semana de agosto, aunque con variación reducida a lo largo de la campaña de riego, las concentraciones de este contaminante fueron relativamente elevadas en el agua del cauce con influencia predominante de la calidad del agua del canal, como puede verse en la grafica de la campaña de riego de 2004 en la Figura 5.3. Estos valores relativamente elevados de nitrógeno amoniacal en el agua del cauce de una forma persistente a largo de la campaña de riego de 2004, pensamos que se relacionan, considerando la dinámica de esta forma

nitrogenada, con depósitos significativos de materiales orgánicos en el origen del agua de esta zona regable. En la campaña de 2005 no se observó tanta estabilidad de los valores de concentración de este contaminante en el agua del canal ni del cauce, y por otro lado se observaron algunos valores, en el cauce, francamente más elevados que las de la campaña de 2004. Esta perturbación en la estabilidad de los valores observada en la campaña de riego de 2005, pensamos que estuvo relacionada con un nivel más bajo del agua del embalse de la zona regable, y con los menores flujos de retorno de la cuenca en esta campaña de riego. Retomando el análisis de las zonas de las gráficas de la Figura 5.3 donde se registraron las mayores concentraciones de nitrógeno amoniacal, nos parece que, no habiendo en estas fechas fertilizaciones de nitrógeno amoniacal, ni tampoco escorrentía significativa que pudiera arrastrar alguno de aquello contaminante depositado en el suelo a la sementera, estos picos de concentración de nitrógeno amoniacal se pudieron relacionar con algún vertido puntual de origen animal, que como sabemos son ricos en compuestos nitrogenados, particularmente en las formas amoniacales.

5.4. Carga de solutos y de sedimentos durante la estación de riego

En la sección anterior de este documento, el análisis se ha centrado en las concentraciones de los contaminantes en el agua. Mientras que es la forma más correcta de comparar con la calidad del agua del canal de distribución, no nos informa sobre la carga contaminante aportada a los recursos hídricos superficiales salidos de la cuenca, porque aquella también depende del volumen de agua drenado de la misma unidad territorial. Esto es lo que nos proponemos hacer en esta parte de este documento, estudiar la evolución de la carga contaminante y su relación con la evolución del volumen de escorrentía drenado de la cuenca de estudio; esta análisis tiene por base períodos de un día. Dado que no poseímos registros continuos de la concentración de los contaminantes que pasaron por la sección de control de la cuenca, que sería la forma más exacta de calcular la carga contaminante, asumimos que las concentraciones de las muestras puntuales fueron representativas del día al que se refieren. No obstante las consideraciones sobre el ejercicio estadístico de la Tabla 5.1, y en ausencia de un patrón de variación de la concentración de los contaminantes a lo largo del día, esto se plantea como el procedimiento más ajustado. La evolución de la carga contaminante que se presenta a continuación es diaria, aunque no fue esta la frecuencia de toma de muestras de agua en el cauce. Para tornar la carga contaminante continua con periodicidad diaria, se han calculado por interpolación lineal las concentraciones de contaminantes de los días en que no se tomaron muestras de agua. La carga contaminante diaria relativa a los contaminantes en estudio se calculó de una forma sistematizada, de lo que presentamos un ejemplo en el ANEXO 3.14.

5.4.1. Carga de nitrógeno

Empezamos por la carga contaminante de **nitrógeno (nitratos+nitritos y nitrógeno amoniacal)** salida de la cuenca y su relación con la escorrentía, cuya evolución esta documentada en la Figura 5.4. Recordamos que los datos de la referida figura, y de las que le siguen, no son referentes a la

totalidad de la campaña de riego de 2004, ya que no se empezó a recoger muestras hasta el 26/07/2004, mientras que en el cauce se registraba escorrentía desde inicio del mismo mes. Con el esquema experimental funcionando plenamente en la campaña de riego de 2005, hemos tenido oportunidad de controlar los flujos de retorno durante todo su período. Los datos de concentración de nitrógeno de todas las muestras de agua tomadas en las dos campañas de riego están registrados en los ANEXOS 3.6 y 3.8.

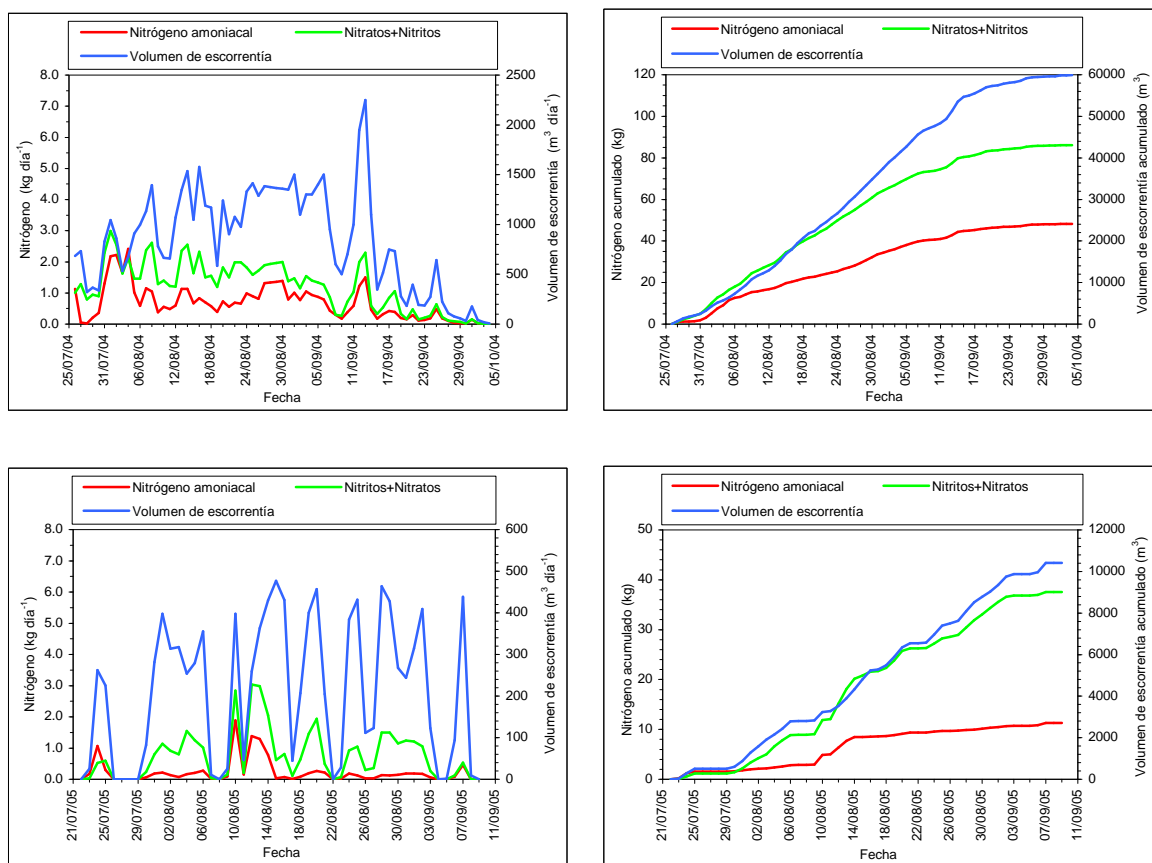


Figura 5.4 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria del nitrógeno y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las campañas de riego de 2004 y 2005.

Retomando el análisis de las gráficas de la Figura 5.4, es evidente una evolución similar de la curva de carga de nitratos+nitritos y la curva del volumen de escorrentía en las dos campañas de riego. Para el nitrógeno amoniacal esta dependencia del volumen de escorrentía no es tan clara, sobre todo en la campaña de riego de 2005, en que los volúmenes de escorrentía se redujeron substancialmente con relación a la campaña de 2004. Algunas veces, en la campaña de 2005, las dotaciones de riego en la cuenca no fueron suficientes para generar escorrentía en su sección de control, mientras que en la campaña de 2004 tal situación nunca ocurrió. La reducción de la escorrentía conjugada con la menor solubilidad del nitrógeno amoniacal determinó que la correspondiente curva de carga contaminante acumulada se quedara casi constante a partir de medios de agosto, lo que en la campaña de riego de 2004 solo se produjo sensiblemente un mes después. La evolución de la carga contaminante acumulada del nitrógeno nítrico siguió siempre la evolución del volumen acumulado de la escorrentía, produciéndose para ambas curvas algunos períodos de estacionalidad, sobre todo en la campaña de 2005, por las razones

ya expuestas anteriormente. Este comportamiento de alguna manera sería esperable, pues al ser el nitrato altamente soluble en el agua, su arrastre se produce siempre que ocurra escorrentía superficial o de base. Al tener el nitrógeno amoniacal carga positiva en la forma iónica, su arrastre también se puede producir, dependiendo del equilibrio del complejo de cambio del suelo, conjuntamente con las partículas coloidales del suelo, sobre todo las arcillas (Sparks, 1995). Observamos que el período en que hubo mayor aproximación de las curvas del nitrógeno nítrico y del volumen de escorrentía, más nítida en la campaña de riego de 2004, fue a final de julio y principio de agosto, que es el período en que hay mayor disponibilidad de este nutriente en el suelo, resultante de fertilizaciones hechas por esta altura. Para los períodos de las graficas de la Figura 5.4, es interesante establecer la relación entre la reducción de área de riego y consecuente reducción de pérdidas de nitrógeno entre las campañas de riego de 2004 y 2005, lo que traducido en valores se presenta en la Tabla 5.3. Para poder contemplar los valores de toda la campaña de riego de 2004, y dado que sólo se empezó a registrar la escorrentía y la carga de contaminantes en final de julio, se multiplicó la escorrentía, que no obstante no tener sido medida teníamos idea de cómo había evolucionado desde inicio de julio, por la concentración media de los contaminantes durante toda la estación de riego de 2004. Una primera idea importante que es posible obtener de los valores que figuran en la Tabla 5.3, es que no hubo proporcionalidad entre la reducción del área de riego y los flujos de retorno originados, manteniéndose las mismas prácticas de riego que se practicaran en la campaña de 2004. En efecto, para un área de riego en 2005 que fue el 48.1% del área de 2004, la escorrentía se quedó solamente en un 15.3%. Una conclusión obvia es que el área que no se regó en la campaña de 2005 tenía una importancia decisiva en la escorrentía generada en la cuenca, por su efecto directo y por el efecto acumulativo con la escorrentía de las restantes parcelas. El área no regada en 2005 fue sobre todo del mayor *pívor* de la cuenca, el que genera escorrentía superficial más elevada en los tramos más alejados del centro. La reducción de la escorrentía en la campaña de riego de 2005 provocó una reducción de más de la mitad de las pérdidas de nitrógeno amoniacal por unidad de área, mientras que la concentración media en el agua aumentó ligeramente, resultando en conjunto en 20.0% de las pérdidas producidas en 2004. Respecto al nitrógeno nítrico, la misma reducción del área y de escorrentía determinó una reducción de las pérdidas de este contaminante en la cuenca de 61.1%. Teniéndose verificado una reducción tan significativa de escorrentía, la pérdida de nitrógeno nítrico se mantuvo casi proporcional a la disminución del área debido a un aumento de su concentración en el agua (de 1.44 mg l⁻¹ a 3.65 mg l⁻¹). Estos resultados están de acuerdo con lo que ya se ha referido anteriormente, acerca de las características de solubilidad de estas dos formas de nitrógeno en el agua, y por tanto de su dinámica en la cuenca bajo condiciones diferentes de riego.

Tabla 5.3 – Relación entre la reducción del área de riego y consecuente alteración de las pérdidas de nitrógeno, entre las campañas de riego de 2004 y 2005.

Campaña de riego	Área de riego		Escorrentía		N-amoniacal				N-nítrico			
	(ha)	(%)	(m ³)	(%)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
2004	100.1	100.0	68008	100.0	55	100.0	0.55	0.81	98	100.0	0.98	1.44
2005	48.1	48.1	10420	15.3	11	20.0	0.23	1.06	38	38.9	0.79	3.65

5.4.2. Carga de sólidos suspendidos

En lo que respecta a la carga contaminante de los **sólidos suspendidos totales**, la situación se recoge en la Figura 5.5. Conviene referir que este contaminante del agua incluye los sólidos minerales y orgánicos en suspensión, lo que se podrá traducir en alguna relación entre este contaminante y el nitrógeno amoniacal como constituyente de fracciones orgánicas más degradadas. Los valores de concentración de sólidos suspendidos de todas las muestras de agua tomadas en las dos campañas de riego y que permitieron el cálculo de carga contaminante diaria, están registrados en los ANEXOS 3.7 y 3.9.

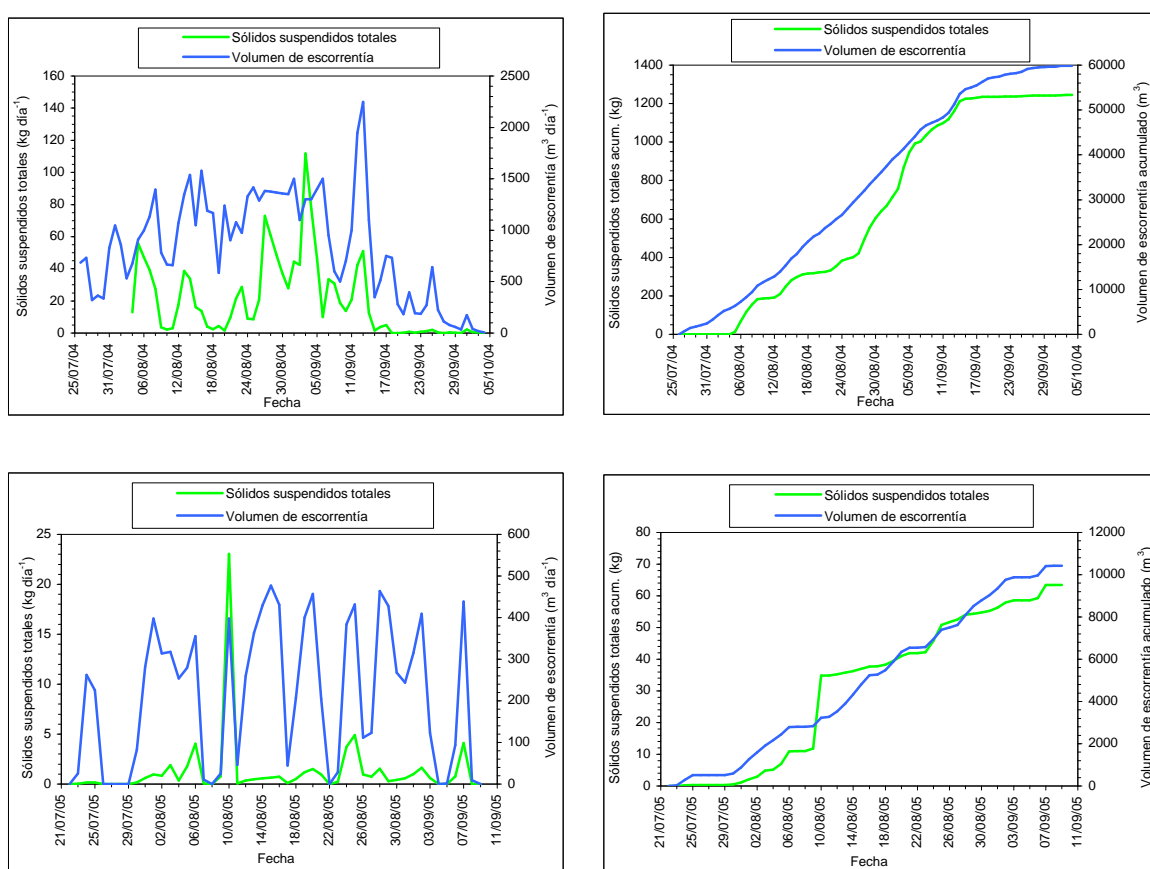


Figura 5.5 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos suspendidos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las campañas de riego de 2004 y 2005.

Durante las campañas de riego de 2004 y 2005, las graficas de la Figura 5.5 nos dicen que solo puntualmente la evolución de la curva de los sólidos suspendidos totales tiene la misma tendencia que la curva del volumen de escorrentía. Efectivamente, este contaminante es predominantemente arrastrado con la escorrentía superficial, que en sistemas de riego bien usados no tiene una importancia excesiva, como parece ser el caso de esta cuenca dada la eficiencia global de aplicación del agua. Lo que acabamos de afirmar tiene fundamento en lo que pasó entre el 9 y el 15 de septiembre de 2004, cuando se produjo la punta de escorrentía más elevada, que debió de ser principalmente superficial; fue justamente en este

período cuando se produjo una mayor aproximación de la tendencia de las dos curvas de la primera gráfica de la Figura 5.5.

En la Tabla 5.4 se presenta el efecto de la reducción del área de riego en la campaña de 2005 en las pérdidas de sólidos suspendidos totales. Resulta obvio de la lectura de los valores de la Tabla 5.4 que la disminución de la carga de este contaminante durante la campaña de riego de 2005 (95.8%), fue más marcada que la reducción de la escorrentía (84.7%). También se registraron descensos importantes en la carga contaminante por unidad de área (kg ha^{-1}) y en la concentración en el agua, que hicieron que en la campaña de riego de 2005 el arrastre de sedimentos en suspensión fuera prácticamente inexistente.

Tabla 5.4 – Relación entre la reducción del área de riego y consecuente alteración de las pérdidas de sólidos suspendidos totales, entre las campañas de riego de 2004 y 2005.

Campaña de riego	Área de riego		Escorrentía		Sólidos Suspendidos Totales			
	(ha)	(%)	(m^3)	(%)	(kg)	(%)	(kg ha^{-1})	(mg l^{-1})
2004	100.1	100.0	68008	100.0	1503	100.0	15.01	22.10
2005	48.1	48.1	10420	15.3	63	4.2	1.31	6.05

5.4.3. Carga de sólidos disueltos

En lo que concierne a los **sólidos disueltos totales**, directamente relacionados con la conductividad eléctrica, la evolución de la correspondiente carga contaminante, durante las dos campañas de riego en análisis, está representada en la Figura 5.6. El cálculo de la concentración de los sólidos disueltos totales a partir del valor de la conductividad eléctrica se hizo por una fórmula frecuentemente usada (Aragués y Cerdá, 1998):

$$SDT_c = CE \times 640 \tag{5.1}$$

donde:

SDT_c – concentración de sólidos disueltos totales (mg l^{-1});

CE – conductividad eléctrica (dS m^{-1}).

Los datos de la conductividad eléctrica de todas las muestras de agua tomadas en las campañas de riego de 2004 y 2005 están registrados en los ANEXOS 3.6 y 3.8, respectivamente.

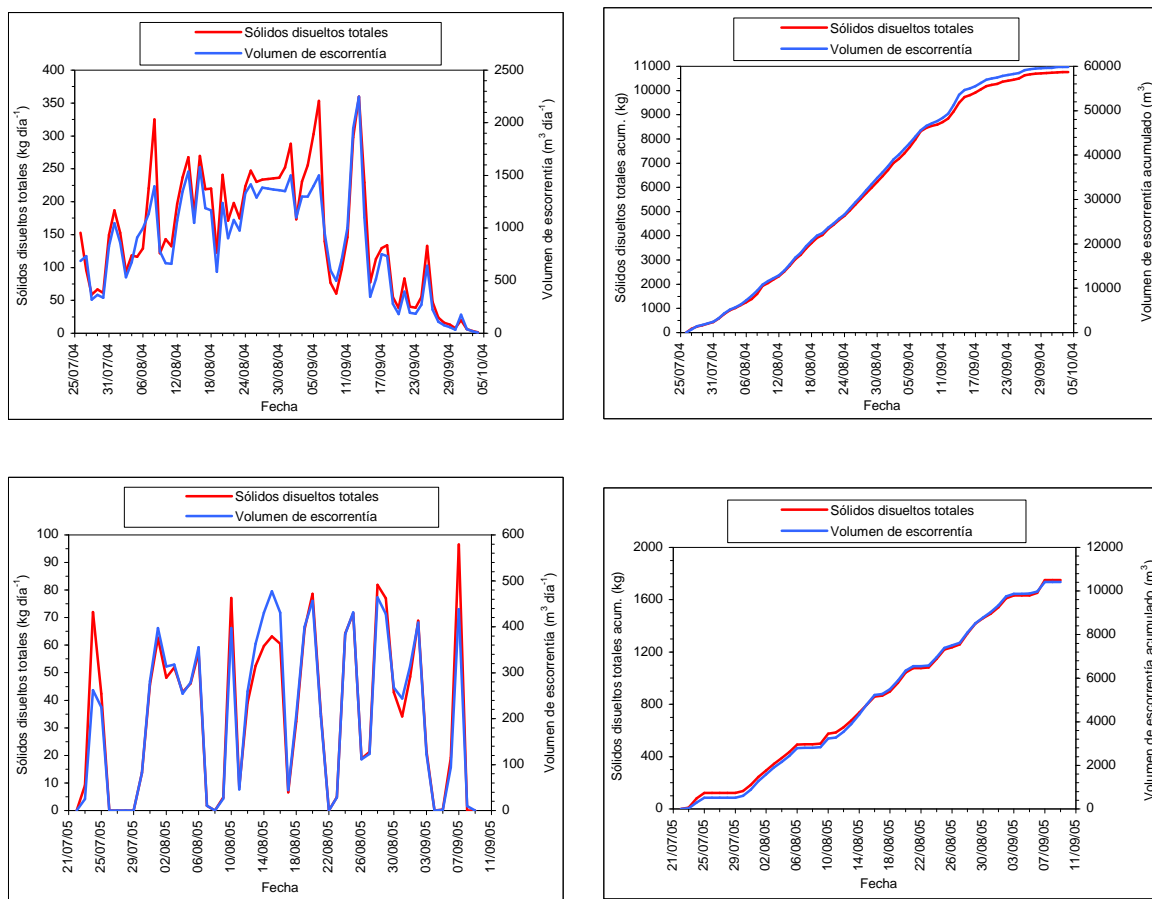


Figura 5.6 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos disueltos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las campañas de riego de 2004 y 2005.

La evolución de las curvas de la Figura 5.6 muestra una fuerte dependencia de la carga contaminante de sólidos disueltos totales del volumen de escorrentía drenado de la cuenca, lo que también observaron otros autores (Tedeschi *et al.* 2001). Dada su naturaleza, los sólidos disueltos son arrastrados indiferentemente con la escorrentía superficial o de base, pudiendo este proceso ser ampliado cuando el agua se mueve en el perfil del suelo (Ghassemi *et al.*, 1995). La solubilidad de las sales, en el proceso de contaminación, es una propiedad muy importante, ya que regulando la máxima concentración en la solución del suelo, puede simultáneamente afectar los cultivos por vía de su toxicidad y por la presión osmótica ejercida. Las sales más solubles son los cloruros y los nitratos, aunque tienen una influencia diferente en la conductividad eléctrica del agua (Evangelou, 1998).

Los valores de la Tabla 5.5 traducen el impacto de la reducción del área de riego en la campaña de riego de 2005 en el transporte de sales en solución fuera de la cuenca. La fuerte dependencia de la carga contaminante de sales del volumen de escorrentía, constatada en las gráficas de la Figura 5.6, tiene en la Tabla 5.5 correspondencia en la reducción de la pérdida de masa de sales (85.7%) que toma un valor muy próximo a la reducción de la escorrentía (84.7%).

Tabla 5.5 – Relación entre la reducción del área de riego y consecuente alteración de las pérdidas de sólidos disueltos totales, entre las campañas de riego de 2004 y 2005.

Campaña de riego	Área de riego		Esorrentía		Sólidos Disueltos Totales			
	(ha)	(%)	(m ³)	(%)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
2004	100.1	100.0	68008	100.0	12255	100.0	122.43	180.20
2005	48.1	48.1	10420	15.3	1749	14.3	36.36	167.85

5.5. Carga de solutos y de sedimentos durante la estación de lluvias

El comportamiento de la cuenca durante la estación de lluvias fue profundamente diferente del que se produjo durante la estación de riego. Normalmente en las cuencas agrícolas situadas en zonas regables, la estación de riego es la parte del año de intensificación agrícola. Por esto, es el período de aplicación más o menos intensa de fertilizantes y otros productos agro-químicos, con el mantenimiento de condiciones de humedad elevada en el suelo. A esta realidad durante la campaña de riego se contraponen una situación de barbecho temporal del suelo bajo una distribución irregular de lluvia, originando variaciones amplias de humedad en el suelo. Es por tanto un período de baja intensificación agrícola, incluso considerando que en algunas parcelas se hace cereales de invierno para alimentación del ganado. Las fertilizaciones que se hacen son básicamente de fondo, incorporando los abonos formas de nitrógeno menos oxidadas. También es verdad que durante este período permanecen en el suelo parte de las fertilizaciones de los cultivos de riego, que no han sido absorbidas por las plantas o que no se han perdido con la esorrentía de la cuenca. Es bajo estas condiciones que evolucionan las cargas de los contaminantes en estudio, que están resumidas en las figuras y tablas que siguen. Dado que en la estación de lluvias de 2005/2006 solo tenemos datos disponibles hasta el 31 de diciembre, esta será la fecha hasta la cual los valores se reporten en las respectivas gráficas y tablas. Las comparaciones que se juzguen oportunas hacer entre las dos estaciones de lluvias, serán también hasta esta fecha.

5.5.1. Carga de nitrógeno

La Figura 5.7 muestra la evolución de la carga contaminante de **nitrógeno** y de la esorrentía generada en la cuenca, a lo largo de las dos estaciones de lluvias. Los valores de concentración de nitrógeno de todas las muestras de agua tomadas en las dos estaciones de lluvias, están registrados en los ANEXOS 3.10 y 3.12.

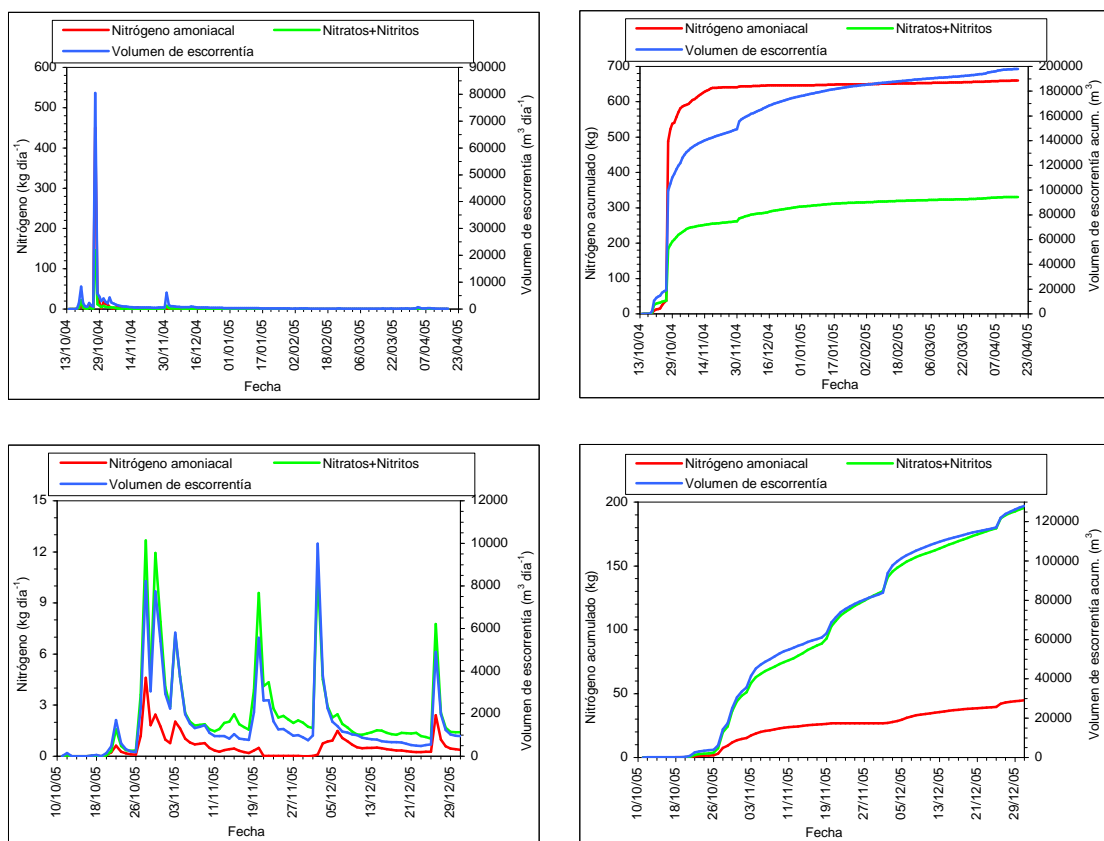


Figura 5.7 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria del nitrógeno y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

La evolución de las curvas de la Figura 5.7 referentes a la estación de lluvias de 2004/2005 es bastante diferente de la evolución de las correspondientes curvas de la estación de 2005/2006 hasta la fecha en análisis (31 de diciembre), pues, además de otros factores que favorecen esta diferencia, el año hidrológico de 2004/2005 fue muy anormal en lo que respecta al volumen total de precipitación, así como a su distribución. Esto determinó que las curvas de escorrentía y carga contaminante estuvieron condicionadas por prácticamente un solo evento de lluvia. Esto hizo que las curvas de carga contaminante acumulada del nitrógeno amoniacal y nítrico, tuvieron durante los eventos hidrológicos más intensos una dependencia grande del volumen de escorrentía, y después, sobre todo la del nitrógeno amoniacal, prácticamente permanecieron constantes hasta el final de la escorrentía. La pérdida enorme de nitrógeno amoniacal en la crecida del 27 de octubre de 2004 se debió a dos razones: una está relacionada con la cantidad mayor de nitrógeno amoniacal que existía en el suelo en la fecha en que ocurrió esta crecida, resultado de las fertilizaciones de fondo, y otra se relaciona con el volumen de escorrentía muy grande que fue generado, con elevado poder de arranque y transporte de partículas de suelo. Nótese, para ilustrar lo que acabamos de afirmar, que en la situación de punta del 27 de octubre, la carga contaminante del nitrógeno amoniacal aumentó 450 kg, representando una parte importante de todo el abono de fondo que había entrado en la cuenca hasta esta fecha, y haciendo ascender a un nivel francamente elevado la curva acumulada de este contaminante. En esta crecida también hubo una respuesta significativa del nitrógeno en la forma nítrica, pero limitada por la menor cantidad que existía en el suelo. Ya en la situación de

punta del 1 de diciembre de 2004 hubo una respuesta más evidente del nitrógeno en la forma nítrica, siendo prácticamente imperceptible la respuesta del nitrógeno amoniacal. Esta crecida tuvo un poder erosivo mucho menor y por otro lado en esta fecha la cantidad existente en el suelo de nitrógeno en la forma nítrica era mayor, resultado de algunas fertilizaciones de cobertera. En la parte restante del período analizado de la estación de lluvias de 2004/2005, constatamos aumentos decrecientes en la curva del nitrógeno en la forma nítrica, acompañando la tendencia de la curva del volumen de escorrentía, mientras que la curva de nitrógeno amoniacal permaneció casi sin aumentos desde mediados de noviembre. Situación distinta ocurrió en la estación de lluvias de 2005/2006, hasta el 31 de diciembre, que fue el período en que ocurrieron los eventos hidrológicos más importantes. La curva de escorrentía acumulada presenta una evolución progresiva, marcada por un mayor número de crecidas de amplitud menor. Las curvas de nitrógeno muestran una tendencia relacionada con la de escorrentía, incluso la del amoniacal, se bien que de forma más disimulada. La forma diferente como evolucionaron las dos estaciones de lluvias tuvo implícita una dinámica diferente en el transporte del nitrógeno a fuera de la cuenca, que se tradujo en los valores presentes en la Tabla 5.6. Desde octubre hasta el final del año 2005, había drenado de la cuenca un 72.9% del volumen de agua drenado en igual período de la estación de lluvias anterior, proporción que es enormemente diferente de la carga de nitrógeno amoniacal (646 kg en 2004 y 45 kg en 2005), de la carga contaminante por unidad de área (3.42 kg ha⁻¹ en 2004 y 0.24 kg ha⁻¹ en 2005), y de la concentración en el agua (3.68 mg l⁻¹ en 2004 y 0.35 mg l⁻¹ en 2005). Esta gran diferencia fue debida sobre todo a la crecida del 27 de octubre de 2004, que fue de una amplitud que no es normal en cuencas de esta extensión. Respecto al nitrógeno nítrico, dadas sus características de solubilidad y por tanto más dependiente del volumen de escorrentía, sea superficial o subsuperficial, la reducción de la carga contaminante presentó un valor próximo al de la reducción del volumen de escorrentía.

Tabla 5.6 – Relación entre la escorrentía generada en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre), y consecuente alteración de las pérdidas de nitrógeno.

Estación de lluvias	Área de la cuenca		Escorrentía		N-amoniacal				N-nítrico			
	(ha)	(%)	(m ³)	(%)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
2004/2005	189.0	100.0	175826	100.0	646	100.0	3.42	3.68	303	100.0	1.60	1.72
2005/2006	189.0	100.0	128105	72.9	45	6.9	0.24	0.35	195	64.4	1.03	1.52

5.5.2. Carga de sólidos suspendidos

La evolución de la carga contaminante de los **sólidos suspendidos totales** en la estación de lluvias de 2004/2005 también evidencia una forma muy diferente de la que se registró en la estación de lluvias de 2005/2006, como se puede observar en la Figura 5.8. Los valores de concentración de sedimentos necesarios al cálculo de la carga contaminante diaria, se pueden analizar en los ANEXOS 3.11 y 3.13. Es esperable que la carga contaminante de los sedimentos en suspensión durante la estación de lluvias fuera diferente de la que se observó en la estación de riego. En un año de precipitación normal, las gráficas de la figura que sigue deberían mostrar una curva de los sólidos suspendidos totales

acumulados con una tendencia próxima a la de la curva del volumen de escorrentía acumulado, aunque evolucionando por niveles, ya que siempre ocurrirían tormentas con mayor o menor poder erosivo obligando a un desarrollo similar de las dos curvas (Kirkby, 1980). Esto es lo que se puede observar en las gráficas de la estación de lluvias de 2005/2006.

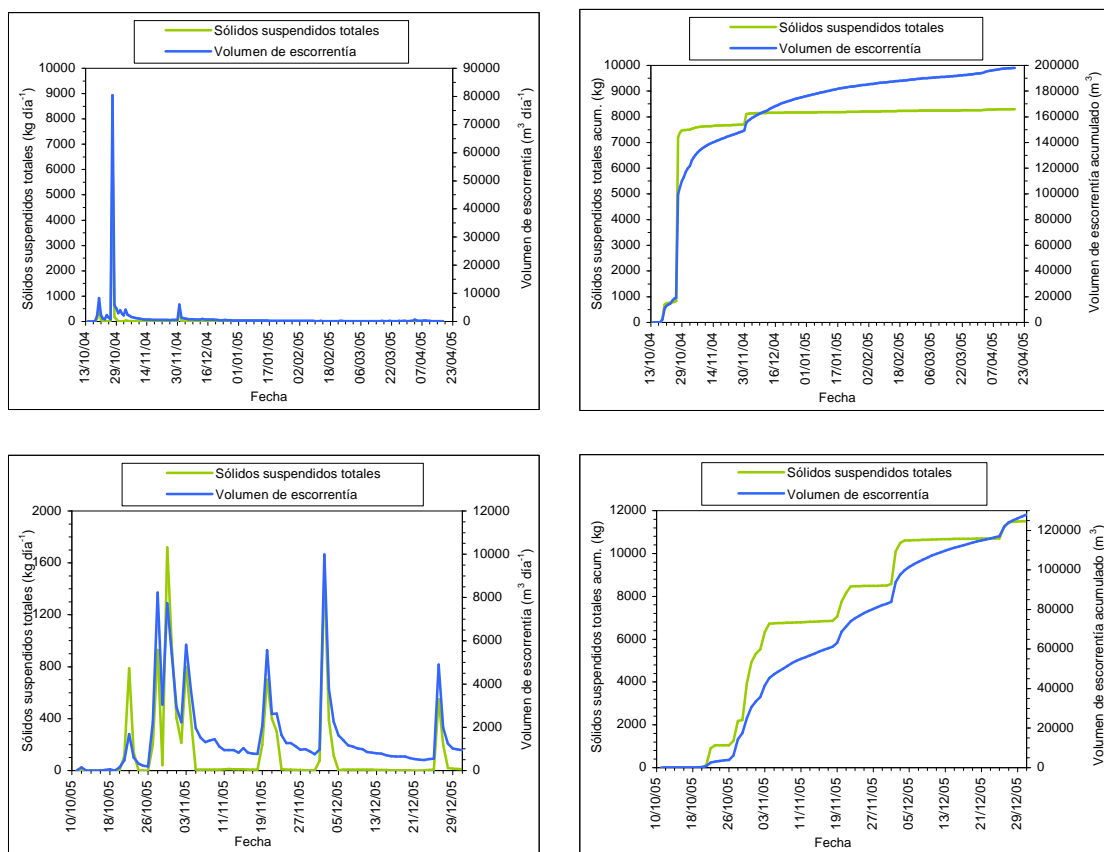


Figura 5.8 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos suspendidos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

Más particularmente, se observa en la Figura 5.8 que la curva de los sólidos suspendidos totales acumulados de la estación de lluvias de 2004/2005 evolucionaron básicamente en tres niveles, que se relacionaron con las tres tormentas más erosivas de este año hidrológico, la del 20 y el 27 de octubre y la del 1 de diciembre. En los períodos intermedios, principalmente durante caudales de base aunque significativos, ocurren algunas pequeñas variaciones de nivel, que pueden ser debidas al poder erosivo en la red de drenaje de la cuenca (Merritt *et al.*, 2003). A partir de la crecida del 1 de diciembre, la curva de sólidos en suspensión permaneció prácticamente horizontal, resultado de que la escorrentía producida fuese casi exclusivamente de base; a partir de esta fecha no hubo relación entre las dos curvas. Otro comentario referente a las Figuras 5.8 y 5.7 y a la estación de lluvias de 2004/2005, que nos parece pertinente, es la forma como evolucionaron las curvas de nitrógeno amoniacal y de sólidos suspendidos acumuladas, entre las tormentas, y respectivas crecidas, del 27 de octubre y el 1 de diciembre. Partiendo de una hipotética idea de que la mayor parte del nitrógeno amoniacal es arrastrado con las partículas finas del suelo, las curvas de estos dos contaminantes deberían tener un desarrollo similar. Pero no fue esto lo que ocurrió, pues la curva del nitrógeno amoniacal tuvo una evolución suave y la curva de los sólidos

suspendidos se estabiliza tras cada nivel, hasta la próxima situación de punta. Pensamos que algún tiempo después de la crecida del 27 de octubre, la escorrentía perdió la capacidad erosiva pero el volumen se mantuvo suficientemente elevado como para recibir en solución nitrógeno amoniacal, y arrastrarlo a fuera de la cuenca. A pesar de la adsorción del nitrógeno amoniacal, su existencia en cantidades apreciables y en presencia de volúmenes de agua elevados, hizo que la pérdida fuera mayor que en circunstancias normales (Owens, 1994). La curva de la carga contaminante de los sedimentos en suspensión en la estación de lluvias de 2005/2006 se hizo también por transición entre niveles de acumulación, en un número mayor que en la anterior estación de lluvias, y con una transición entre niveles más o menos abrupta dependiendo de la intensidad de la escorrentía en la fase de descenso y agotamiento del hidrograma de la crecida. La influencia que tuvieron las dos estaciones de lluvias en la pérdida de sedimentos de la cuenca de estudio se resumen en la Tabla 5.7. Hay que señalar que el valor de 8172 kg de sólidos en suspensión de 2004/2005 es seguramente inferior al valor verdadero, dado que en las crecidas es muy importante el momento en que se recoge la muestra de agua que se asume como representativa de un determinado día. Autores que, con dispositivo experimental adecuado, han estudiado detalladamente esta cuestión concluyen que la máxima contribución de sedimentos se da durante la crecida, y luego baja rápidamente, de forma similar a la recesión del caudal pero más abruptamente (Sala y Farguell, 2002). Lo mismo hemos tenido oportunidad de constatar, por recolección de muestras de agua en varios puntos de la fase de crecida de eventos hidrológicos de punta en la estación de 2005/2006, como explicaremos en una sección de este documento más adelante. Lamentablemente, en la estación de lluvias 2004/2005, no se recogieron muestras de agua en el momento de mayor concentración de sólidos en suspensión. También hay que señalar que la inexistencia de caminos rurales o forestales dentro de la cuenca, que se comportan como verdaderos arroyos en las situaciones de punta, bien como la inexistencia de cárcavas, contribuyó a que las pérdidas de sedimentos en suspensión fuera menor (Ubeda *et al.*, 1998). Resaltando estas limitaciones, los valores de la Tabla 5.7 son todavía susceptibles de interpretación. La menor escorrentía generada hasta final de diciembre de 2005 (27.1% menor en relación a la estación de lluvias de 2004/2005 hasta la misma fecha), sin embargo, conllevó una pérdida de sedimentos en suspensión más elevada (en 40.9%). Esto se debió fundamentalmente a que el volumen de agua drenada de la cuenca en la estación de 2005/2006 se repartió en un número mayor de eventos hidrológicos erosivos, a pesar de que en la estación de lluvias de 2004/2005 ocurriera un evento de punta muy significativo. Esta repartición del volumen de escorrentía por un número mayor de eventos hidrológicos erosivos, también explica la mayor concentración media de sedimentos en el agua drenada de la cuenca.

Tabla 5.7 – Relación entre la escorrentía generada en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre), y la consecuente pérdida de sólidos suspendidos totales.

Estación de lluvias	Área de la cuenca		Escorrentía		Sólidos Suspendidos Totales			
	(ha)	(%)	(m ³)	(%)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
2004/2005	189.0	100.0	175826	100.0	8172	100.0	43.23	46.48
2005/2006	189.0	100.0	128105	72.9	11512	140.9	60.91	89.86

5.5.3. Carga de sólidos disueltos

Pasamos a la análisis de la evolución de la carga contaminante de **sólidos disueltos totales**, representada en las curvas de la Figura 5.9. Los datos de conductividad eléctrica de todas las muestras de agua tomadas en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005), y que fueron transformados en concentración de sales, están registrados en los ANEXOS 3.10 y 3.12.

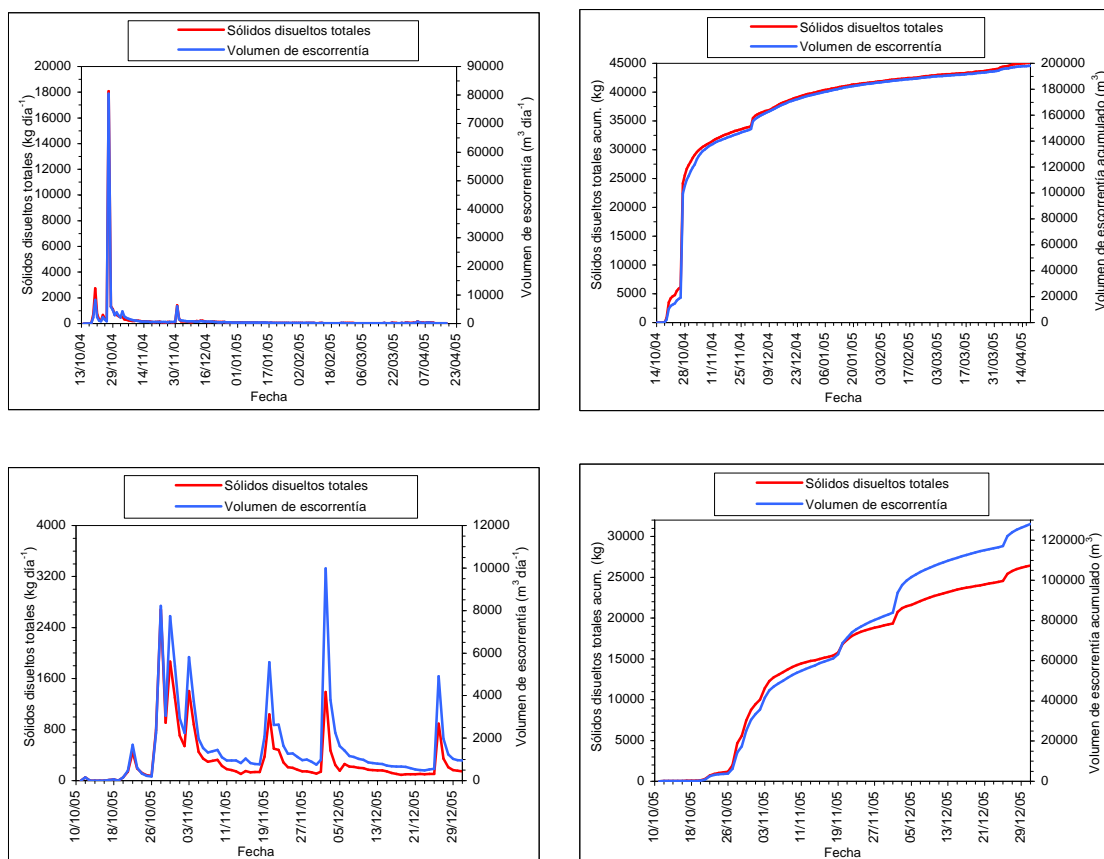


Figura 5.9 – Comparación entre la evolución de la carga contaminante diaria de los sólidos disueltos totales y de la escorrentía en el cauce (no acumuladas y acumuladas), durante las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

De los contaminantes analizados en las distintas partes del año agrícola (estación de riego y estación de lluvias), este es el que tiene un comportamiento más similar a la evolución del volumen de escorrentía. Constatase en la Tabla 5.8 que la reducción de la carga de sales en la estación de lluvias de 2005/2006 relativamente al anterior (33.7%), fue casi de la misma magnitud que la reducción del volumen de escorrentía (27.1%).

Los valores de la carga de sólidos disueltos durante la estación de lluvias, más exactamente en las crecidas, hay que tomarlos con alguna reserva debido al efecto de dilución en las crecidas (Sala y Farguell, 2002) y a que las muestras de agua se recogieron fuera de las puntas de caudal. No obstante, el tratamiento de este asunto en la sección siguiente de este documento, nos dice que, si no hubiera una cantidad importante de sales en el suelo, el error sería de pequeña importancia. Sin embargo, si hubiera

disponibilidad de sales en el suelo, como acontece en los períodos de fertilizaciones, el error tendría importancia considerable.

Tabla 5.8 – Relación entre la escorrentía generada en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre), y la consecuente pérdida de sólidos disueltos totales.

Estación de lluvias	Área de la cuenca		Escorrentía		Sólidos Disueltos Totales			
	(ha)	(%)	(m ³)	(%)	(kg)	(%)	(kg ha ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
2004/2005	189.0	100.0	175826	100.0	39884	100.0	211.02	226.84
2005/2006	189.0	100.0	128105	72.9	26447	66.3	139.92	206.45

5.6. Relación entre caudal y concentración de contaminantes

En esta sección del trabajo, un estudio que se figura interesante es relacionar la concentración de contaminantes con el caudal drenado de la cuenca en los momentos de la recolección de las muestras de agua, intentándose comprender algo más cómo es la dinámica de los contaminantes en la estación de riego y de lluvia. El caudal lo sabemos porque se registra continuamente en la estación hidrológica, y se relaciona con la hora de recogida de las muestras de agua en la sección de control de la cuenca. Este propósito será concretado separando los datos en dos conjuntos que se relacionan con condiciones de escorrentía completamente diferentes, en las condiciones de crecidas en que predomina la escorrentía superficial y en que ha sido posible la recolección de muestras de agua, y en las condiciones en que predomina la escorrentía de base o subsuperficial. Los datos de este último conjunto es todavía posible separarlos en datos de las campañas de riego y de la estación de lluvias, sin establecer diferencia entre años diferentes de recolección de muestras de agua. Al dibujar estos datos en una gráfica, hemos percibido que algunos, relativos a condiciones puntuales de concentración de contaminantes o de caudales elevados, aún siendo pocos tenían importancia perturbadora de una posible relación entre aquellas variables, por aportar una variabilidad elevada de los datos. Para intentar sobrepasar esta cuestión, fue adoptado un procedimiento estadístico que redujese la variabilidad de los datos, y que consistió en considerar los datos, de caudal y concentración de los contaminantes, que queden en el intervalo definido por la media y más o menos un desvío predeterminado. Es un procedimiento centrado en la media de las muestras de datos, recomendado para estas situaciones por algunos autores (Ott, 1995). Al relacionar el caudal con la concentración de contaminantes somos conscientes de algunas limitaciones, como son la imposibilidad de tener un conjunto más vasto de datos, o, en las crecidas, de poder disponer de concentración de contaminantes en la parte creciente y decreciente del hidrograma de punta de forma continua. También conviene referir que genéricamente estamos hablando de sustancias transportadas por el agua en solución (nitrógeno amoniacal y nítrico) y en suspensión (sedimentos). Las condiciones del medio que influyen la concentración de los contaminantes en el agua son múltiples, y están relacionadas con la solubilidad de las sustancias contaminantes y su disponibilidad en el medio, y con la presencia de volúmenes de agua mayores o menores y de la respectiva capacidad de transporte.

5.6.1. Relación entre caudal y concentración de contaminantes fuera de las crecidas

Pasemos a continuación a la lectura de las graficas que relacionan la concentración de los contaminantes en estudio y el caudal drenado de la cuenca, empezando por el conjunto de datos que se quedan fuera de las crecidas. Las condiciones de la cuenca respecto al **nitrógeno amoniacal**, que tiene una baja solubilidad en el agua, son de una menor disponibilidad en la estación de riego dado que las fertilizaciones de nitrógeno son sobre todo en la forma nítrica. En la estación de lluvias su disponibilidad es mayor, ya que las fertilizaciones de fondo en los cultivos de invierno aportan nitrógeno en la forma amoniacal. Para este contaminante el procedimiento estadístico adoptado permitió la selección de 83% y 82% del total de datos, respectivamente en las campañas de riego y estación de lluvias. Así mismo, como puede ser observado en la Figura 5.10, no se puede considerar ninguna relación aceptable entre las dos variables en la estación de riego, dado el bajo coeficiente de correlación (R^2) obtenido para el mejor ajuste de los datos. Sin embargo, si nos centramos en los datos relativos a caudales mayores que 6.0 l s^{-1} , se puede obtener una débil relación decreciente entre las variables con un R^2 francamente más elevado (0.73). Esta misma tendencia se observa en la estación de lluvias para caudales hasta 10.0 l s^{-1} , con un mayor número y dispersión de los puntos en la grafica. Si consideramos solamente la mancha de puntos con caudales mayores que 6.0 l s^{-1} en las campañas de riego, en que hay poca disponibilidad de nitrógeno amoniacal, con alguna reserva se puede decir que se obtiene, con caudales entre 6.0 y 12 l s^{-1} , la misma tendencia que con caudales entre 0.0 y 6.0 l s^{-1} en la estación de lluvias, en que hay más disponibilidad de aquel contaminante. La tendencia es una disminución de concentración de nitrógeno en la forma amoniacal con el aumento de caudal dentro de los límites referidos.

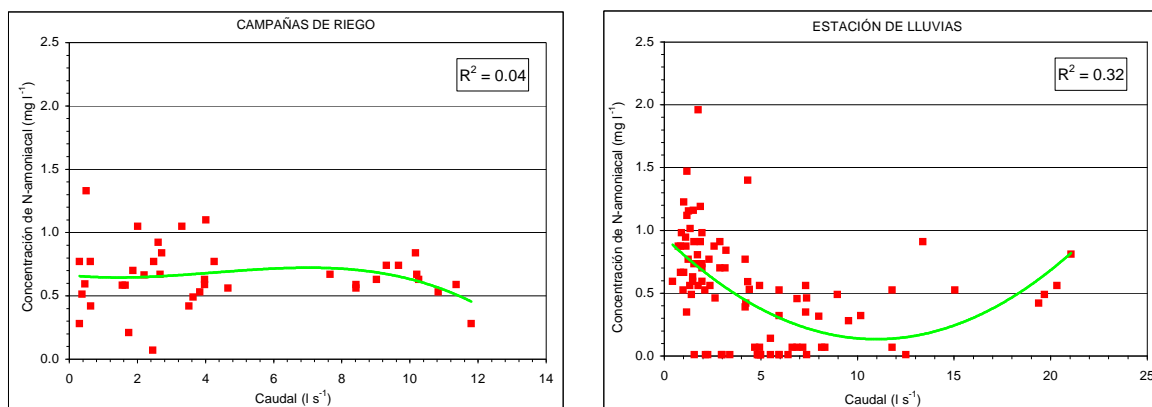


Figura 5.10 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno amoniacal en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006.

En lo que concierne al **nitrógeno en la forma nítrica**, que presenta una elevada solubilidad en agua, las condiciones de la cuenca son de elevada disponibilidad en las campañas de riego, y baja disponibilidad en la mayor parte de la estación de lluvias. Al principio de esta estación es frecuente encontrar en el suelo alguno contenido, más o menos elevado, de nitratos de las fertilizaciones de los

cultivos de la campaña anterior de riego. La aplicación del criterio estadístico para refinar la dispersión de los datos, ha permitido seleccionar 79% de los mismos en las campañas de riego y 60% en la estación de lluvias, siendo este último un valor bajo y revelador de una gran dispersión de los datos. La Figura 5.11 no es indicadora de ninguna relación entre las variables en cualquier de las diferentes estaciones del año agrícola. Contrariamente que para el contaminante anterior, la mancha de puntos en la gráfica de las campañas de riego con caudal mayor que 6.0 l s^{-1} muestra una tendencia (R^2 igual a 0.54) de un aumento de concentración de nitrógeno nítrico con el aumento del caudal. También tenemos vagamente esta tendencia en la gráfica de la estación de lluvias (Figura 5.11) en los puntos de caudal menor que 10.0 l s^{-1} .

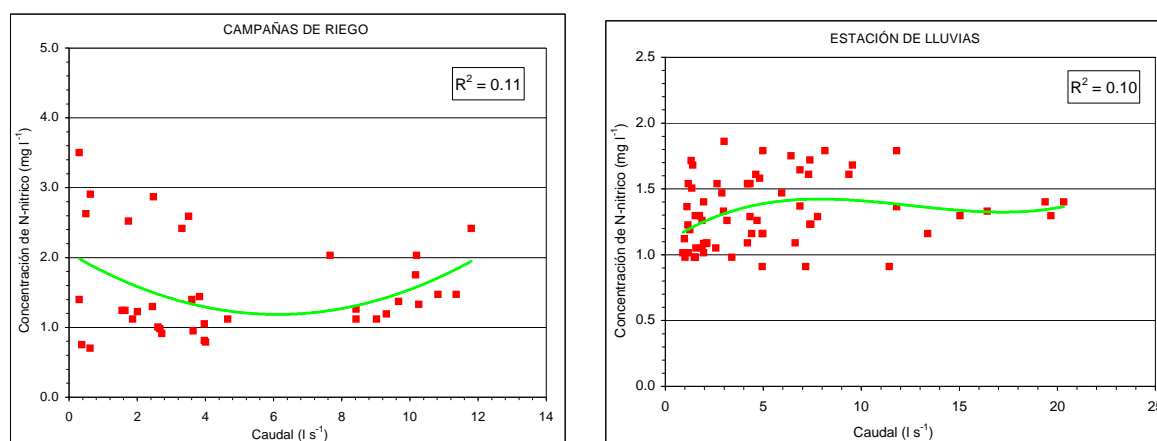


Figura 5.11 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno nítrico en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006.

Los **sedimentos (sólidos suspendidos totales)** son transportados en suspensión por el agua drenada de la cuenca, y su concentración en el agua es dependiente de la cobertura del suelo y de la energía de arranque y transporte de la lluvia y escorrentía. La aplicación del procedimiento estadístico referido anteriormente permitió una selección de 79% y 87% del total de los datos en las campañas de riego y estación de lluvias respectivamente. Tampoco para este contaminante las gráficas de la Figura 5.12 revelan si no tendencias vagas de la relación entre las dos variables en análisis. Un aspecto interesante de la figura siguiente es que el coeficiente de correlación más elevado, aunque de bajo valor, se obtiene en las campañas de riego.

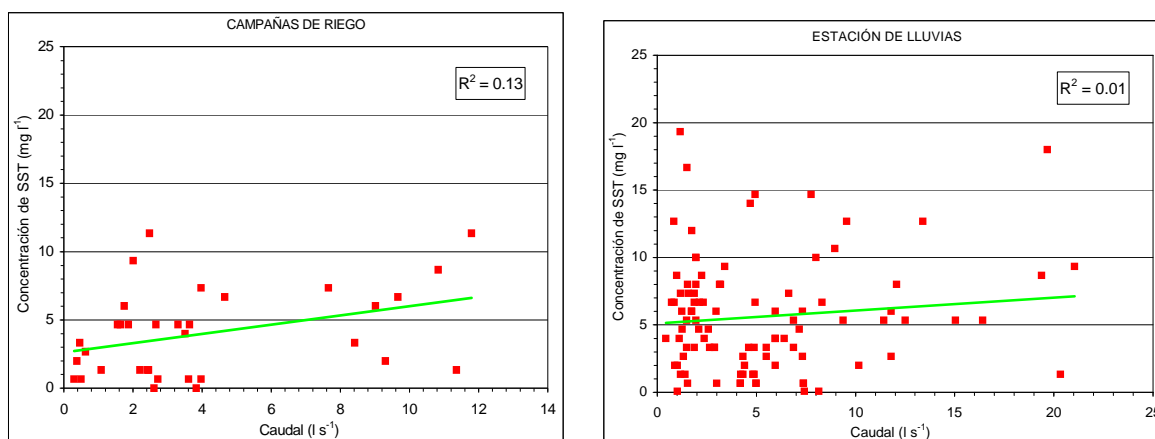


Figura 5.12 – Relación entre caudal y concentración de sólidos suspendidos totales en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006.

Las sales (sólidos disueltos totales), más o menos solubles, son transportadas en solución con el agua que es drenada para fuera de la cuenca. Es previsible que haya una disponibilidad más elevada de sales en las campañas de riego que en al estación de lluvias, ya que es en aquella parte del año agrícola cuando se aplican las mayores dosis de fertilizantes, aunque después de la campaña de riego se queden algunas cantidades en el suelo (Aragués y Cerdá, 1998). Del total de datos de caudal y correspondiente concentración de sales, se han seleccionado, por aplicación del criterio estadístico referido, 79% de los datos de las campañas de riego y 65% de los de la estación de lluvias. La apreciación de las gráficas de la Figura 5.13 permite la misma constatación de las anteriores figuras, o sea la inexistencia de una relación aceptable entre la concentración de sales en el agua drenada de la cuenca y los caudales que las transportan. Una vez más la mancha de puntos relacionados con caudales mayores que 6.0 l s^{-1} correspondiente a la gráfica de las campañas de riego evidencia una tendencia (R^2 igual a 0.29) de disminución de la concentración de sales con el aumento de caudal, o sea la misma tendencia que ha sido observada para el nitrógeno amoniacal.

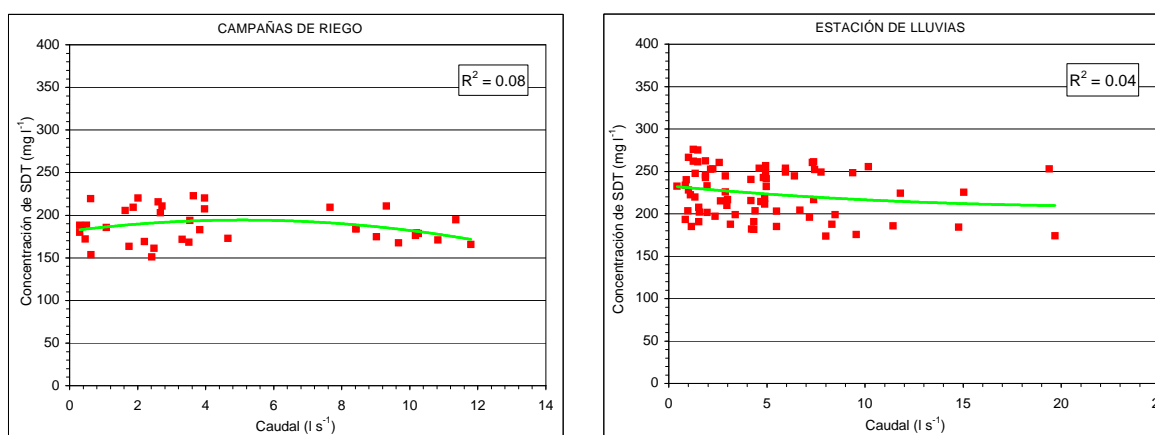


Figura 5.13 – Relación entre caudal y concentración de sólidos disueltos totales en el agua drenada de la cuenca, en las campañas de riego de 2004 y 2005, y en las estaciones de lluvias de 2004/2005 y 2005/2006.

Después del análisis de las graficas anteriores relacionadas con los diferentes contaminantes en estudio, y para las dos partes del año agrícola, no se encontró ninguna relación segura entre la concentración de contaminantes y el caudal que los transporta fuera de la cuenca, dentro del intervalo de caudales en causa. Sin embargo, se han evidenciado algunas tendencias para caudales más elevados y en condiciones de mayor disponibilidad de los contaminantes.

5.6.2. Relación entre caudal y concentración de contaminantes durante las crecidas

Seguidamente se hace un ejercicio semejante para dos crecidas, ocurridas el 22/10/2005 y el 15/01/2006, de amplitudes diferentes y con condiciones distintas en la cuenca. Una diferencia significativa con respecto al ejercicio anterior es la mayor escorrentía generada, sobre todo superficial. Conviene señalar también, como otra diferencia, el reducido número de datos que sustentan el análisis que sigue, reservando algún espacio de incertidumbre sobre si lo mismo pasaría con un número más elevado de datos para las mismas crecidas. Las condiciones vigentes en la cuenca cuando ocurrió la crecida de octubre fueron de suelo poco protegido en las parcelas en que se habían sembrado cereales de invierno, disponibilidad en estas parcelas de nitrógeno amoniacal de las fertilizaciones de fondo y alguna disponibilidad de otras sales que pudieron quedar en el suelo después de campaña de riego recién terminada. En la crecida de enero el suelo se encontraba más protegido del efecto agresivo de la lluvia, y había menor disponibilidad de todas las sales, que fueran siendo arrastradas del suelo por la precipitación ocurrida hasta esta fecha (249.8 mm en la estación de Ladoeiro-14N/02).

Pasemos al análisis de las graficas que siguen, empezando por el **nitrógeno amoniacal**. Los valores de concentración de nitrógeno amoniacal de las gráficas de la Figura 5.14 no son muy diferentes en las dos crecidas, habiendo probablemente un efecto compensatorio entre la disponibilidad de este contaminante y el caudal que lo transporta. En la crecida 1 el ajuste de los datos a una línea de tendencia, una vez más siendo conscientes de la escasez del número de puntos, es superior a cualquier que se ha obtenido en las graficas del ejercicio anterior, sin embargo no se trata de un ajuste fácilmente interpretable por el desarrollo de la respectiva curva y del coeficiente de correlación obtenido. Para caudales superiores a 25 l s^{-1} la tendencia de la curva es similar a la que se obtiene, de forma consistente, para la crecida 2, o sea la reducción de la concentración de esta forma de nitrógeno con el aumento de caudal, según una relación que se aproxima mucho a la lineal.

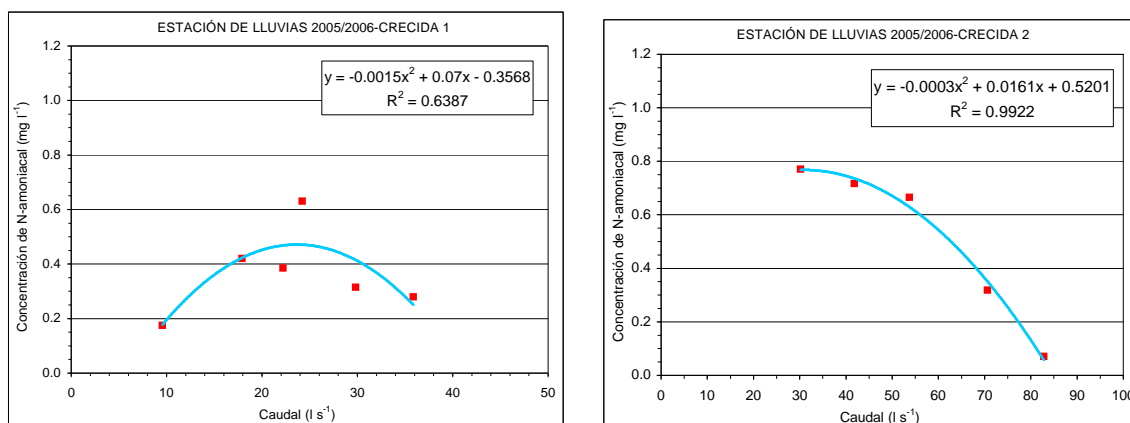


Figura 5.14 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno amoniacal en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006).

Para el **nitrógeno en la forma nítrica** los valores de concentración de este nutriente en el agua en las dos crecidas, evaluadas en condiciones distintas según su disponibilidad en la cuenca, tampoco se muestran muy diferentes (Figura 5.15). El mayor volumen de agua en la crecida 2 debió de tener un efecto de compensación de la menor disponibilidad de nitrógeno nítrico, resultando en concentraciones próximas. En la crecida 1 la tendencia que se revela es de un ligero aumento de concentración con el aumento de caudal, pero la tendencia no es nada clara ni ajustándola a un polinomio de tercer grado. Sin embargo, en la crecida 2 los datos muestran una tendencia decreciente, con una forma difícil de interpretar pero marcada por la escasez de datos.

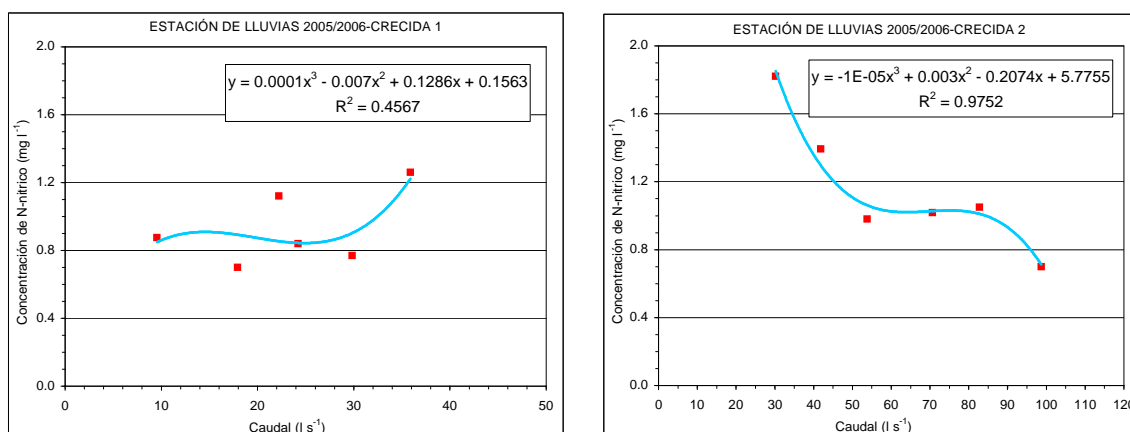


Figura 5.15 – Relación entre caudal y concentración de nitrógeno nítrico en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006).

Con respecto a los **sedimentos (sólidos totales en suspensión)**, la movilidad y transporte en la cuenca es de una mayor linealidad entre los procesos que las comandan y lo que ocurre en la sección de control de la cuenca, lo que torna la comprensión de su dinámica más inmediata. Esto puede observarse en la Figura 5.16, donde se obtiene en las dos crecidas relaciones lineales crecientes con buenos coeficientes de correlación. La inclinación más acentuada de la recta de ajuste de los datos de la crecida 1

se relaciona con un menor grado de protección de la cuenca en octubre que en enero, cuando ocurrió la crecida 2. Recordamos que en octubre la superficie del suelo donde se han sembrado cereales de invierno estaba prácticamente desnuda, lo que en parte explica que un caudal de 30 l s^{-1} llevara en suspensión una concentración de sedimentos de casi 1000 mg l^{-1} , mientras que, en enero, un caudal del mismo orden llevara en suspensión poco más de 100 mg l^{-1} de sedimentos. Esto refuerza la idea de que no es sensato disociar este tipo de relación, que se establece con base en datos evaluados en una sección de un cauce, de las condiciones de la cuenca que han permitido que los datos fueran los observados. En todo caso, se puede generalizar la idea, constatada en varios estudios similares (Pathak *et al*, 2004), de que, en condiciones de ocurrencia de escorrentía superficial, la concentración de sedimentos en el agua aumenta linealmente con el aumento de caudal que los transporta; la amplitud de esta proporcionalidad positiva dependerá de las condiciones que han prevalecido en la cuenca.

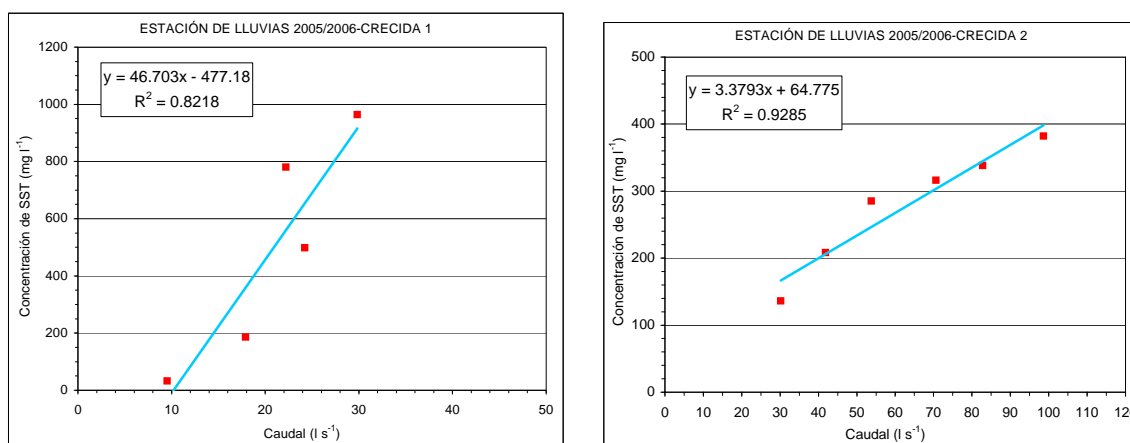


Figura 5.16 – Relación entre caudal y concentración de sólidos suspendidos totales en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006).

De igual forma que para el contaminante anterior, también en lo relativo a las **sales (sólidos disueltos totales)** los coeficientes de correlación obtenidos en el ajuste de los datos a una línea de tendencia se muestran para este contaminante bastante elevados en las dos crecidas (Figura 5.17). A pesar de que los mayores coeficientes de correlación se relacionen con polinomios de segundo grado, es patente que el ajuste lineal de los datos no presentaría coeficientes muy diferentes. La gráfica relativa a la crecida 1 torna evidente una tendencia que había sido vagamente perceptible en la estación de riego para caudales mayores que 6.0 l s^{-1} , que es de una disminución de la concentración de sales, cuando existen en disponibilidad adecuada en el suelo, con el aumento de caudal. Esta parece una idea que se puede generalizar, habiendo sido también constatada por algunos autores en estudios semejantes (Sala y Farguell, 2002). Sin embargo, en la crecida 2 no se observa la tendencia referida anteriormente, mas sí una casi constante concentración de sales con el aumento del caudal, con un coeficiente de correlación elevado en el ajuste de los datos. La razón de este comportamiento sólo puede ser una disponibilidad reducida de sales en el suelo en esta altura de la estación de lluvias, cuando ya habrá ocurrido un lavado significativo de las sales al menos en el horizonte superficial del suelo.

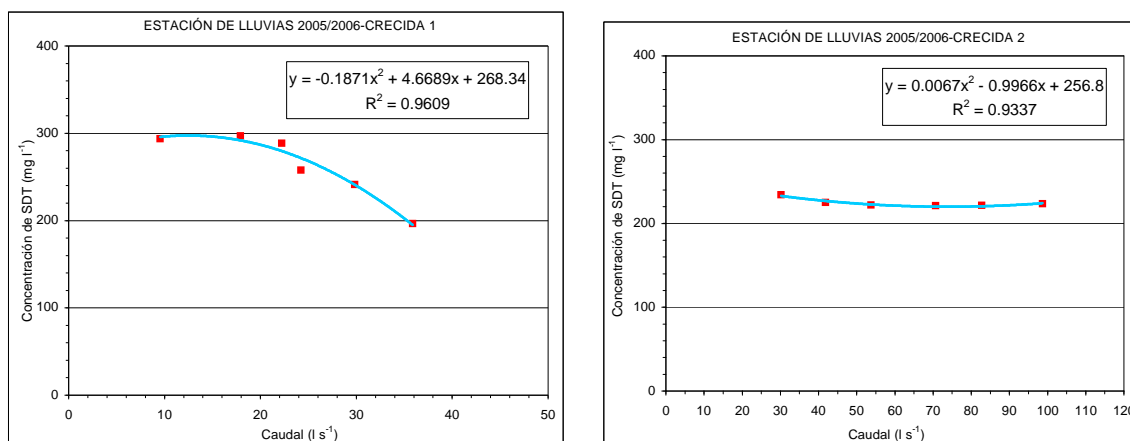


Figura 5.17 – Relación entre caudal y concentración de sólidos disueltos totales en el agua drenada de la cuenca, en dos crecidas de la estación de lluvias de 2005/2006 (Crecida 1-22/10/2005 y Crecida 2-15/01/2006).

5.7. Relación con el marco legal vigente

La aproximación cualitativa del problema de la contaminación del agua deberá ser completada con una aproximación cuantitativa, llegándose a la definición de parámetros indicativos de las concentraciones admisibles de los contaminantes y límites a partir de los cuales se originan procesos indeseables. Hay también que encuadrar la naturaleza del contaminante con los organismos que pueden ser afectados y con el contexto ambiental, incluyendo las vertientes espacio-temporales. Importa, además, asociar la cuestión de los límites del rigor analítico disponibles para la determinación de los contaminantes. Existe pues en esta temática un campo de incertidumbre que hay que tener presente. Es pertinente referir que hay otras formas de relacionar la presencia de contaminantes con el marco legal vigente, más allá de las concentraciones en el agua. Referimos por ejemplo la definición de indicadores que conjuguen aspectos agrícolas y ambientales, o el establecimiento de una *carga diaria máxima arrastrada* de determinado contaminante de las cuencas agrícolas, lo que en la literatura americana se denomina *Total Daily Maximum Load*. Esta es una cuestión ampliamente estudiada en los *EE.UU.*, con la intención de incluir esta temática en un marco normativo más adecuado a la actividad agrícola que las normas generales válidas para otras actividades (Lea-Cox *et al.*, 2002).

Los usos que vamos a considerar en la comparación de la calidad del agua drenada de la cuenca de estudio y las normas de calidad, son el consumo doméstico de agua y el consumo en la agricultura de riego, según la normativa portuguesa actual (Ministerio do Ambiente, 1998). Conviene referir que la comparación de la calidad del agua drenada con las normas vigentes para consumo doméstico es un ejercicio indicativo, ya que no se persigue una calidad que quede dentro de los límites de potabilidad del agua. Esto porque el agua destinada al consumo humano está siempre sujeta a un determinado esquema de tratamiento, más o menos exigente de acuerdo con su estado de degradación. Otros usos, como la agricultura de riego o los ecosistemas que dependen del agua, utilizan este recurso con la calidad con que es drenada de cuencas aguas arriba, debiendo haber una preocupación mayor en la conservación de la calidad del agua.

El marco legal portugués con respecto a la calidad del agua destinada a varios usos indica normalmente para cada uno de los parámetros dos valores a tomar en cuenta: el *Valor Máximo Recomendable (VMR)* y el *Valor Máximo Admisible (VMA)*. El *VMR* es valor que se recomienda que sea observado para garantizar que no ocurra ningún proceso indeseable; teóricamente sería conveniente que los valores de todos los parámetros quedasen debajo de los respectivos *VMR*. Mas, como ocurren variaciones incontrolables de la calidad del agua, como son las de origen geológico o de la época del año, se define un *VMA*, en la perspectiva de que dentro del intervalo *VMR-VMA* no se produzcan riesgos significativos en la ocurrencia de algún proceso indeseable. Por lo tanto, no se debe aceptar como regla, sino que debe funcionar como excepción. Hay que decir que los *VMR* y *VMA* relacionados con cada uno de los parámetros de calidad del agua destinada al consumo humano varían de acuerdo con el tipo de esquema de tratamiento del agua; así, para esquemas de tratamiento más exigentes, los *VMR* y *VMA* son normalmente mayores. Los tipos de esquemas de que hablamos son tres, a saber: *A1*, que es el menos exigente y que incluye tratamiento físico y desinfección del agua, *A2*, que tiene previsto tratamiento físico, químico y desinfección, y *A3*, que contempla tratamiento físico, químico de afinación y desinfección. Los valores límite de los parámetros que vamos a usar son los que están relacionados con el grado mayor de exigencia de calidad del agua para consumo humano, o sea el tipo de esquema *A1*.

Empezamos la relación de la calidad del agua drenada de la cuenca de estudio con el marco legal vigente, con la **conductividad eléctrica**. Este parámetro no representa en si mismo un riesgo para la salud del consumidor, siendo antes y sobre todo un parámetro asociado a un sabor desagradable del agua (Mendes y Santos Oliveira, 2004). Sin embargo, la utilización sistemática de agua de riego con salinidad elevada, facilitada por condiciones climáticas favorables, representa un serio riesgo de degradación física de suelos por salinización y dispersión de las arcillas. Pasemos entonces a la comparación de la calidad del agua, suministrada (durante la estación de riego) y drenada de la cuenca de estudio (durante la estación de riego y de lluvias), con la normativa actual, a través del análisis de la Figura 5.18. En las primeras gráficas de la Figura 5.18, válida para las estaciones de riego de 2004 y 2005, se destaca la muy buena calidad del agua suministrada por la comunidad de regantes con relación a este parámetro, raramente sobrepasando los $100 \mu\text{S cm}^{-1}$. Estos valores muy bajos de conductividad eléctrica del agua que es derivada a la zona regable son posibles porque la cuenca hidrográfica que drena al embalse esta básicamente ocupada por terrenos forestales o no cultivados, y no está expuesta a fuentes puntuales de contaminación. También el agua que es drenada de la cuenca de estudio, aunque con valores de conductividad eléctrica comparativamente más elevados, se queda durante las dos estaciones de riego cumpliendo los criterios de calidad, tanto para el consumo humano como para el uso en la actividad agrícola aguas abajo, exceptuando la situación puntual del día 23 de julio de 2005 en que el valor se elevó a $563 \mu\text{S cm}^{-1}$.

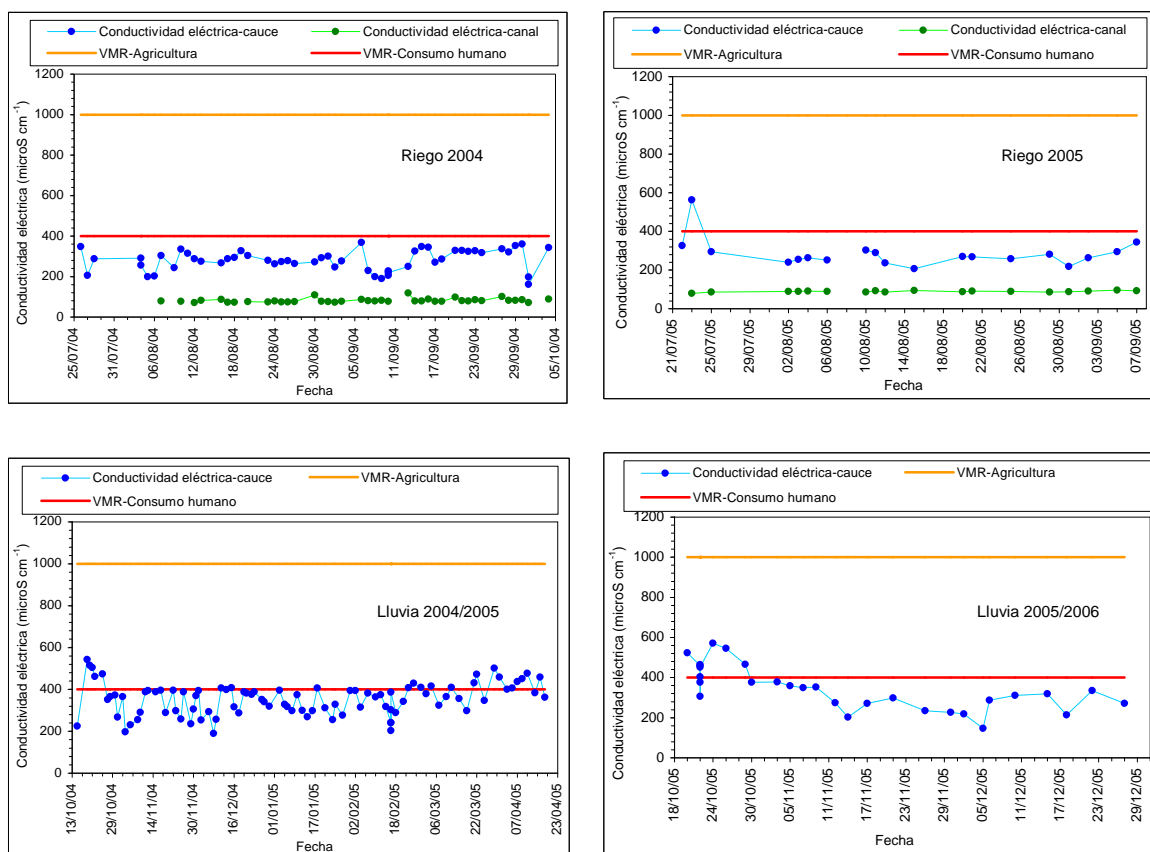


Figura 5.18 – Comparación de la conductividad eléctrica en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

Después de la estación de riego, consecuencia de fertilizaciones normalmente abundantes, quedan en el suelo contenidos elevados de sales más o menos solubles, que con las primeras lluvias abundantes originan concentraciones mayores en el agua drenada de la cuenca. Esto es lo que se puede observar a mediados y finales de octubre en las segundas graficas de la Figura 5.18, cuando ocurrieron las primeras crecidas de los dos años hidrológicos. Durante el restante período en análisis, la conductividad eléctrica del agua se va quedando con valores similares o un poco arriba de los valores de la campaña de riego. Sin embargo, a partir de mediados de marzo y hasta que se verifica escorrentía en la cuenca en la estación de lluvias de 2004/2005, los valores de conductividad eléctrica del agua tienden a aumentar quedándose casi todos sobre el VMR para consumo humano. Este aumento de concentración de sales se debe a una mayor disponibilidad de fertilizantes en el suelo, resultante de las fertilizaciones hechas con la semenera de los cultivos de riego, y por otro lado a un efecto de mayor concentración de las sales por disminución de los caudales de retorno. En la mayor parte de la estación de lluvias, la calidad del agua cumple los límites impuestos por las normas para consumo humano, y cumple siempre los criterios para el uso en la agricultura de riego. Sintetizando, debemos resaltar que en esta cuenca se cumplen, durante la estación de riego y de lluvias, los criterios de calidad del agua restituida al medio hídrico, en lo referente a uno de los más importantes parámetros de calidad del agua usada en la agricultura (Ghassemi *et al.*, 1995).

Continuamos con la evolución de la concentración de **nitrógeno nítrico** y su relación con el marco normativo portugués actual. Este parámetro de calidad del agua incluye el nitrito, que es directamente tóxico y responsable de problemas sanitarios graves, sobre todo en niños, y el nitrato, que se torna tóxico por reducción a nitrito en el organismo humano. En lo que respecta al ambiente, su ocurrencia en cantidades apreciables en los medios hídricos, y en presencia del fósforo, puede originar un desarrollo elevado de algas y conducir a un estado de eutrofización, con los inconvenientes que han sido referidos en la sección 2.2.1. de este documento. En el ámbito de la agricultura, la disponibilidad elevada del nitrógeno en la forma nítrica en el suelo puede originar una absorción elevada por las plantas y una consecuente acumulación en algunas partes comestibles de las mismas, así como contribuir a la salinización del suelo (Hatch *et al.*, 2002). El análisis de la evolución de la concentración del nitrógeno en la forma nítrica y su relación con el marco legal vigente se basa en las gráficas de la Figura 5.19.

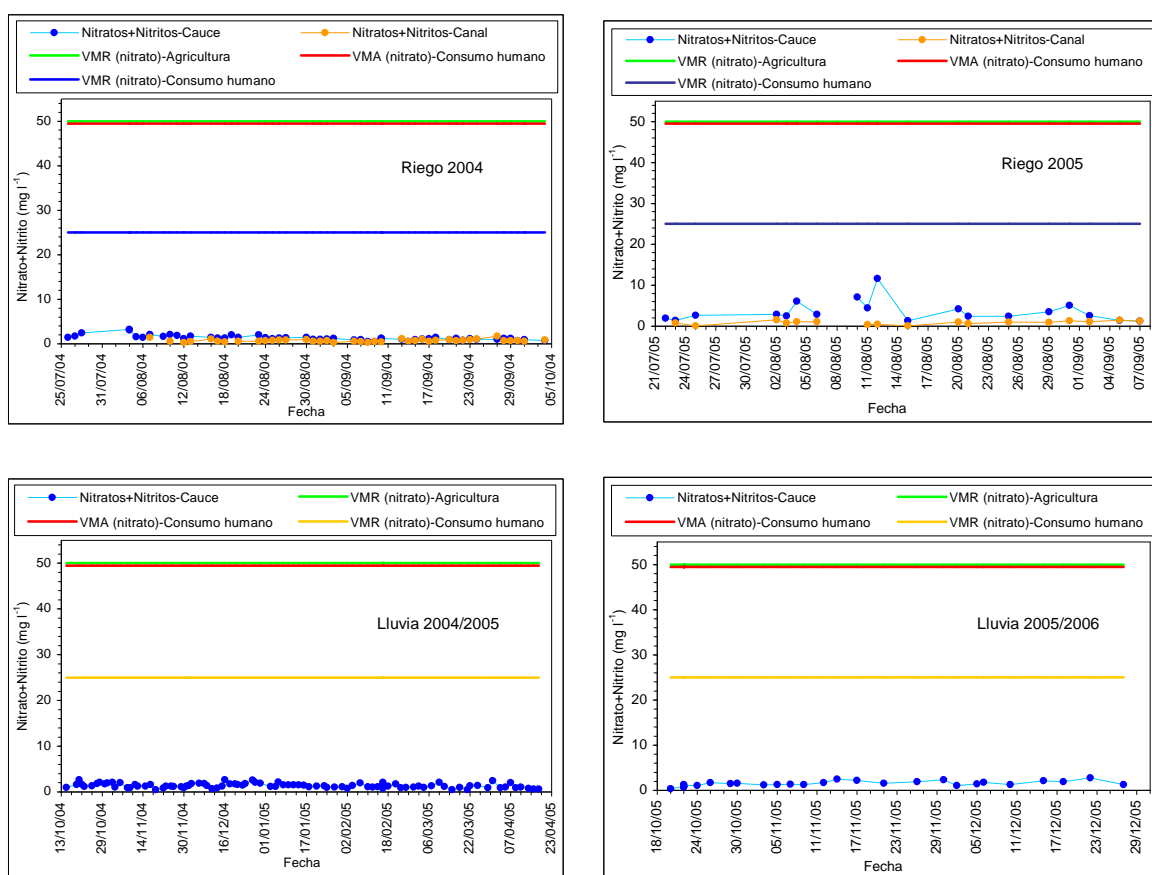


Figura 5.19 – Comparación de la concentración de nitratos+nitritos en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

Es una evidencia en las graficas de la Figura 5.19 las bajas concentraciones de nitrógeno en la forma nítrica presentes en el agua drenada de la cuenca en la estación de riego y de lluvias, en los dos años hidrológicos en análisis. De todos los registros de este contaminante del agua, nótese la pequeña variación de concentración a lo largo de todo el período en análisis, exceptuando las dos primeras semanas de la estación de riego de 2005, en que se observó una amplitud de variación mayor. De realzar,

una vez más, la buena calidad del agua distribuida por la comunidad de regantes en lo relativo a este parámetro, que en parte condiciona favorablemente la calidad del agua drenada de la cuenca. También para este contaminante, igualmente importante en la problemática de la contaminación del agua, se cumplen ampliamente los criterios de calidad para ambos usos, tanto del agua que entra en la cuenca como la que es drenada de la misma.

El **nitrógeno amoniacal** presente en el agua proviene normalmente, o de la descomposición de residuos orgánicos animales o vegetales, o de fertilizaciones en que el nitrógeno es incorporado en esta forma en el suelo; algunos estudios apuntan a que la mayor parte proviene de las fertilizaciones (Simeonov *et al.*, 2003). La legislación es muy restrictiva con relación a este contaminante, porque su presencia en el agua para consumo humano normalmente es relacionada con alguna eventual contaminación fecal. En el medio ambiente, la presencia de este contaminante puede no presentar grandes problemas en medios bien oxigenados dado que fácilmente es convertido en nitratos; en medios deficientemente oxigenados su acumulación, acompañada de alguna oxidación, aunque limitada, puede llevar a una carencia mayor de oxígeno, con el consecuente desequilibrio de los ecosistemas asociados. La Figura 5.20 documenta como evolucionó la concentración del nitrógeno amoniacal y su relación con la normativa vigente, durante la estación de riego y de lluvias de los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31 de diciembre).

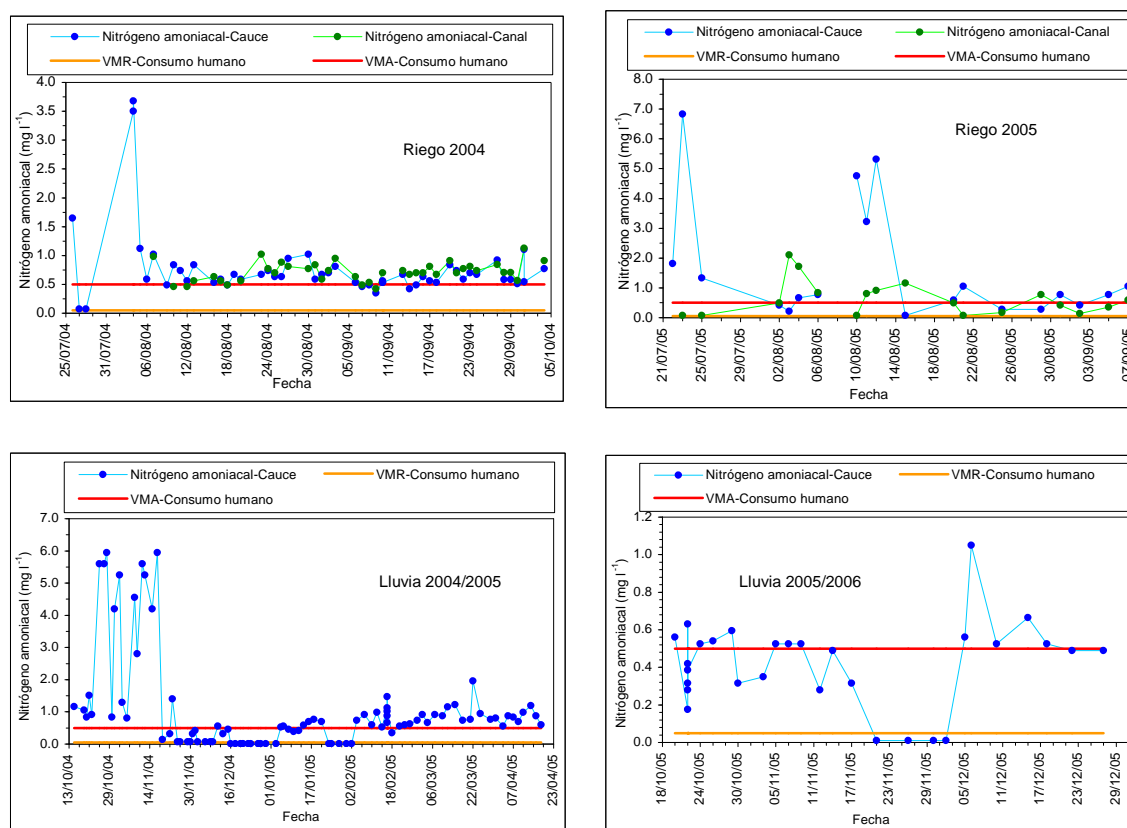


Figura 5.20 – Comparación de la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

En la actividad agrícola la presencia de este nutriente en el agua no representa una preocupación, por lo que en la normativa vigente no se hace referencia a ello. Al contrario de los anteriores contaminantes, lo más frecuente para el nitrógeno amoniacal es quedarse sobre los límites de calidad, tanto de los valores recomendables como valores admitidos. En las campañas de riego esta mala calidad del agua, considerando las normas para consumo humano, es básicamente debida a la calidad del agua distribuida por la comunidad de regantes, situación que es más evidente en la campaña de 2004. En la estación de lluvias, la concentración de este contaminante quedó casi siempre sobre el VMA, de forma más evidente en las situaciones en que se conjugan eventos hidrológicos punta con su disponibilidad en el suelo. Es ilustrativo de esto las concentraciones elevadas de nitrógeno amoniacal desde mediados de octubre hasta mediados de noviembre, sobre todo en la estación de lluvias de 2004/2005, período en que se produjeron escorrentías intensas en la cuenca y en que permaneció en el suelo este nutriente resultante de las fertilizaciones de fondo. Durante una parte de la estación de lluvias, desde mediados de noviembre hasta principio de febrero, la mayoría de los valores de concentración de nitrógeno amoniacal estuvieron por debajo del VMA para consumo humano, habiéndose registrado en muchas muestras de agua apenas vestigios de este contaminante. Al final del período de análisis en la estación de lluvias de 2004/2005, las concentraciones subieron de forma sistemática a un nivel más elevado, probablemente debido a la incorporación de abonos en el suelo con vista a los cultivos de primavera. Desde la perspectiva de la calidad del agua para la vida de la mayoría de los peces de agua dulce, los criterios de calidad con relación a este contaminante son igualmente restrictivos y del orden de los valores para el consumo humano. Esto será pues un parámetro de calidad a tener muy en cuenta para la calidad ecológica del agua, por su marcada influencia en las comunidades piscícolas del agua dulce.

El problema planteado con los **sólidos suspendidos totales** aparece solamente relacionado con el agua destinada al riego, no siendo este parámetro considerado en la legislación para el agua destinada al consumo humano. Este contaminante no tiene un significado sanitario en sí mismo, sin embargo puede corresponder a riesgos potenciales en función de la naturaleza de sus constituyentes. Incluso desde una perspectiva económica más inmediata, el control de la erosión del suelo resulta en beneficios para los usuarios de los recursos (Colombo *et al.*, 2003). En el dominio de la actividad agrícola de riego, los inconvenientes de la presencia de concentraciones elevadas de este contaminante en el agua se relacionan con la posibilidad de su deposición, y disminución de la capacidad de transporte de agua, en canales y tuberías. Los sólidos suspendidos en el agua, sobre todo minerales finos, son agentes preferenciales de transporte de otros contaminantes que presentan normalmente solubilidad baja, como es el fósforo. La presencia de sedimentos en el agua contribuye al aumento de su turbidez, dificultando la penetración de la luz solar y la disminución del oxígeno disuelto en el agua. Es por esto un parámetro de calidad del agua eminentemente ambiental, presentando criterios de calidad más restrictivos que para la actividad agrícola. A la escala de pequeñas cuencas, la ocurrencia de sedimentos en el agua drenada se plantea mucho más como un problema de pérdida de suelo, que como un problema de calidad de los flujos de retorno probablemente usados aguas abajo. La Figura 5.21 documenta la situación relativa a la evolución de las concentraciones de los sólidos suspendidos totales, en conformidad con los criterios de calidad que deben ser observados en el uso del agua en la agricultura.

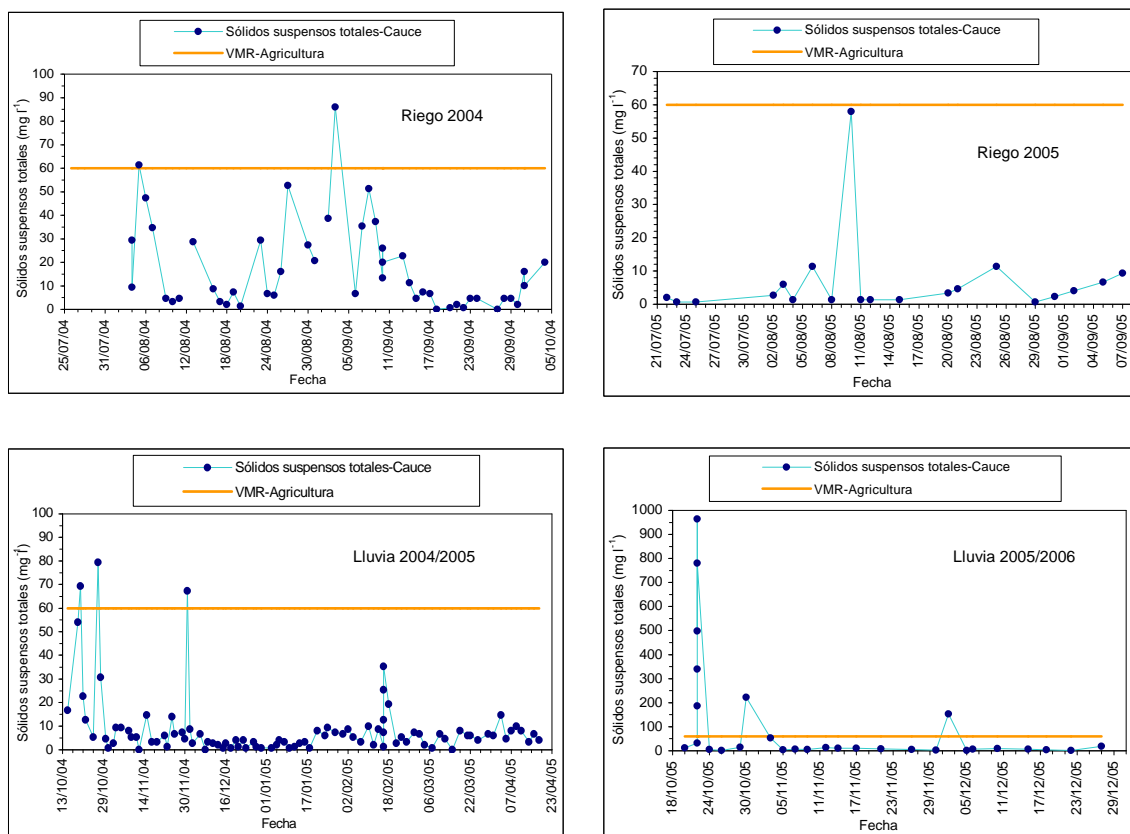


Figura 5.21 – Comparación de la concentración de sólidos suspendidos totales en el agua de riego y drenada de la cuenca con la permitida en el marco legal vigente, en la estación de riego y la estación de lluvias, para los años hidrológicos de 2004/2005 y 2005/2006 (hasta el 31/12/2005).

La análisis conjuntos de las dos gráficas referentes al año hidrológico 2004/2005 es otra forma de percibir la anomalía del año hidrológico en cuestión. Concretando, constatamos que durante la estación de riego se sobrepasa casi tantas veces el límite de calidad del agua como durante la estación de lluvias. Considerando los valores de concentración de sólidos suspendidos totales que se aproximan a aquél límite, podemos decir que durante esta campaña de riego la calidad del agua fue peor que en la estación de lluvias, y aquí reside la anomalía. En un año meteorológica y hidrológicamente normal, en vez de pasar solamente en tres ocasiones el umbral de calidad relacionados con las tres crecidas mayores, se podría pensar que se produjesen más veces concentraciones elevadas de sedimentos en el agua drenada de la cuenca. En otras palabras, no se produciría por períodos tan alargados de tiempo un predominio de la escorrentía de base, sino que estarían intercalados por eventos de hidrología superficial. Curiosamente, en la estación de lluvias de 2005/2006, que aparentemente transcurrió con más normalidad sustentada por una mayor precipitación acumulada y más crecidas hasta el final de diciembre, se sobrepasó también solo tres veces el límite de 60 mg l^{-1} de concentración de sedimentos en suspensión. Los picos de concentración de este contaminante que ocurrieron durante las estaciones de riego, algunos pasando el umbral de calidad del agua para uso agrícola, nos parece más probable que se relacionaran con arranque y transporte de sedimentos en la red de drenaje, sobre todo en el cauce principal, que con los mismos procesos erosivos distribuidos por las áreas regadas.

5.8. Conclusiones

Los trabajos de campo sobre la calidad de los flujos de retorno durante dos campañas de riego y durante dos estaciones de lluvias, nos permiten llegar a algunas conclusiones sobre el comportamiento de la cuenca objeto de estudio. La variación de algunas condiciones incontrolables de los trabajos de campo, como son las condiciones meteorológicas, se ha revelado interesante para estudiar los comportamientos en situaciones punta. Las conclusiones más importantes son las que siguen.

✓ El agua usada en el riego de la *Zona Regable de la Campiña de Idanha* es, en lo referente a los parámetros estudiados, de muy buena calidad, exceptuando lo que respecta a la concentración de nitrógeno amoniacal, que condicionando la calidad cuando es restituida a los medios hídricos, tendrá algún efecto negativo en la vida piscícola de los ecosistemas acuáticos. También el agua drenada de la cuenca de estudio cumple ampliamente los criterios de calidad para los usos considerados. Exceptúense las situaciones hidrológicas punta en que son sobrepasados los límites de calidad en relación al nitrógeno amoniacal y a los sedimentos, y cuando la calidad del agua que entra en la cuenca condiciona la calidad con que sale.

✓ La evolución de la carga contaminante diaria del nitrógeno en la forma nítrica depende del volumen de escorrentía, en cualquier fase del período de tiempo en análisis y desde que hay disponibilidad de este nutriente en el suelo. Su alta solubilidad y movilidad determinan que aparezca, tanto en la escorrentía superficial como en la escorrentía de base.

✓ El nitrógeno amoniacal revela un comportamiento diferente, porque, teniendo una solubilidad baja y formando una forma iónica positiva, es preferencialmente arrastrado con los sedimentos. Así, la carga contaminante diaria de esta forma de nitrógeno, estando disponible en el suelo, depende del volumen de escorrentía en situaciones hidrológicas punta. La presencia abundante de agua en el suelo, superficial o subsuperficial, también provocara algún arrastre adicional del nitrógeno amoniacal, por la mayor capacidad de disolución de esta forma de nitrógeno.

✓ La carga contaminante diaria de sedimentos en suspensión no parece dependiente del volumen de escorrentía, con excepción de cuando esta tiene energía suficiente para arrancar y transportar las partículas fuera de la cuenca. Naturalmente que esto es valido para la concentración de la escorrentía, como la que se produce de forma distribuida por el terreno, como para la que se produce en la red de cauces. Conviene referir que, si la estación de lluvias de 2004/2005 no hubiera sido tan anormal desde el punto de vista hidrológico, no se hubiera tenido la posibilidad de constatar de forma tan clara como la curva de la carga contaminante diaria acumulada evoluciona por niveles, relacionados con las crecidas más significativas. Esto también se tuvo oportunidad de constatar en la estación de lluvias de 2005/2006, aunque de forma menos clara.

✓ En relación a la carga contaminante diaria de sólidos disueltos totales, la situación es de una linealidad casi absoluta, o sea, tanto en la estación de riego como en la estación de lluvias, la dependencia del volumen de escorrentía es muy clara durante todo el período de tiempo. Los datos obtenidos en este estudio no permiten distinguir una mayor pérdida cuando predomina la escorrentía superficial o la

escorrentía de base, si bien algunos estudios apuntan a que el proceso es más eficiente cuando el agua se mueve atravesando el perfil del suelo (Ghassemi *et al.*, 1995).

✓ No se ha encontrado relación entre la concentración de contaminantes en estudio y el caudal que los transporta afuera de la cuenca, tanto en las campañas de riego como en la estación de lluvias, exceptuando las situaciones de las crecidas. Ni siquiera aplicando un criterio estadístico centrado en la media de los datos para reducir la dispersión de los puntos, se han mostrado tendencias claras de relación entre las variables de análisis.

✓ En las dos crecidas monitorizadas se obtuvieron buenos ajustes de los datos a líneas de tendencia, aunque con pocos pares de datos, que reflejaran relaciones estadísticas claras entre el caudal que drena de la cuenca y la concentración de sedimentos en suspensión, dependiendo esta relación de las condiciones de cobertura de la cuenca y de la agresividad de la tormenta. Otra buena relación estadística es referente a las sales, y se traduce en una reducción de la concentración con el aumento del caudal en condiciones de buena disponibilidad de sales en el suelo.

✓ Resulta claro que cuando se pretende relacionar las variables caudal y concentración de contaminantes para la obtención de una relación estadística, este ejercicio tiene que basarse en las condiciones de la cuenca que afectan a la concentración de los contaminantes en el agua.

6.

SELECCIÓN, CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE UN MODELO DE CONTAMINACIÓN DIFUSA

6.1. Conceptualización teórica de un modelo ideal

Porque hay una multiplicidad gran de modelos de simulación de contaminación difusa originada por la actividad agrícola, y porque es importante disminuir el espectro de elección en un primer análisis, se intenta en esta sección del texto idealizar el modelo que nos servirá al propósito de nuestro estudio, atendiendo a los siguientes aspectos:

⇒ *Escala temporal* – interesa que sea un modelo de simulación continua, dado que algunos procesos que nos interesa estudiar ocurren de forma continua y no por eventos, como es el transporte de contaminantes y la escorrentía.

⇒ *Escala espacial* – se requiere un modelo que simule a la escala de pequeñas cuencas agrícolas en zonas regables, o sea que tenga un módulo de riego; es más interesante estudiar lo que pasa relativamente a estos procesos de una forma distribuida, y por lo tanto de una forma integrada y con la percepción de cómo actúa la distribución espacial de los cultivos; la resolución espacial deberá ser un compromiso entre la complejidad derivada del área de estudio y lo que se pretende con este estudio.

⇒ *Intervalo de tiempo para computación de los procesos* – parece ser adecuado para este tipo de estudio un período de una hora o un día, como intervalo de tiempo para computación de los procesos; el segundo es un período de tiempo demasiado minucioso con un dispendio de tiempo de computación innecesario, y el año es demasiado largo porque hay procesos que interesa estudiar en períodos de tiempo mas pequeños.

⇒ *Documentación disponible y posibilidad de formación* – el modelo a elegir debe tener disponible buena información y existir la posibilidad de formación de nuevos usuarios.

⇒ *Interfaz para el uso del modelo* – deberá ser fácil la interfaz entre los distintos componentes del modelo; la integración con uno SIG es lo deseable para una aplicación más sencilla y, porque para un análisis de áreas mayores que las parcelas, es importante georeferenciación e integración de la información.

⇒ *Procesos simulados* – de acuerdo con los objetivos definidos, el modelo deberá simular la escorrentía superficial, así como el transporte de nutrientes (nitrógeno) y sedimentos en el agua; tendrá pues que simular también la erosión hídrica.

6.2. Selección de un modelo de contaminación difusa

La cuestión central de este ejercicio será cual es el mejor modelo que sirva el propósito de estudiar los efectos de la contaminación difusa originada por la actividad agrícola en la calidad del agua.

Existen actualmente muchos modelos que sirven el mismo propósito, por lo que es necesario adoptar criterios de elección en que sean ponderadas las varias cuestiones de nuestro estudio. La comparación entre modelos, con el propósito de elegir uno de ellos, se hace para seis modelos, de un conjunto más o menos grande de modelos disponibles. La primera selección tuvo en consideración los parámetros mencionados en la conceptualización de un modelo conveniente (sección anterior de este documento), y algunas otras consideraciones como fueron: la frecuencia con que aparecen en estudios similares en documentación consultada, la zona territorial en que se aplican (zonas agrícolas, zonas urbanas, o zonas con ocupación agrícola y urbana), la complejidad de medios informáticos necesarios. Los modelos que han resultado tras una primera selección son los siguientes: *AnnAGNPS* (Cronshey y Theurer, 1998), *SWAP* (Van Dam *et al.*, 1997), *SWAT* (Arnold *et al.*, 1995), *SLURP* (Kite, 1998), *APEX* (Williams *et al.*, 2000), *ANSWERS-2000* (Bouraoui y Dillaha, 1996). Las Tablas 6.1 y 6.2 resumen las características de los modelos referidos.

Tabla 6.1 – Características de los modelos pre-seleccionados: escala de tiempo, escala espacial, paso de tiempo para computación.

Model	Escala del tiempo		Escala espacial				Paso de tiempo para computación			
	Evento	Continuo	Punto	Parcela/finca	Pequeña cuenca	Media cuenca	Segundo	Hora	Día	Año
<i>AnnAGNPS</i>	●	●			●	●			●	
<i>SWAP</i>		●		●					●	
<i>SWAT</i>		●			○	●			●	
<i>SLURP</i>		●				●			●	
<i>APEX</i>		●		●	□				●	
<i>ANSWERS</i>	●	●		●	●		●		●	

- - Lo que normalmente hacen, de acuerdo con sus capacidades;
- - También pueden ser usados en estas opciones, pero no es tanto su vocación original;
- - Permite estudiar interacción entre parcelas, pero el estudio de forma distribuida no es su vocación original.

Tabla 6.2 –Características de los modelos pre-seleccionados: escorrentía, transporte de nutrientes, erosión, documentación, interfaz.

Model	Escorrentia superficial	Escorrentia subsuperficial	Transporte de nutrientes		Erosion	Documentación	Interfaz	
			Nitrógeno	Fósforo			Input Editor	GIS
<i>AnnAGNPS</i>	●	❖	●	●	●	●	●	●
<i>SWAP</i>	◇	●				●	●	●
<i>SWAT</i>	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>SLURP</i>	●	●				●	●	●
<i>APEX</i>	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>ANSWERS</i>	●	●	●	●	●		●	●

- - Lo que normalmente hacen, de acuerdo con sus capacidades;
- ◇ - A la escala de la parcela;
- ❖ - En presencia de un horizonte impermeable y lo mismo se puede esperar en suelos de textura fina.

De la lectura y análisis de las tablas y documentación relativa a cada modelo, se deduce que hay dos modelos que se encuadran en la conceptualización establecida de un modelo ideal que sirva nuestros objetivos; estos son *AnnAGNPS* y *ANSWERS*. De estos, el modelo *AnnAGNPS* es una mejor opción porque no es tan complejo como *ANSWERS* (que es un modelo de base física, con una solución de la ecuación de continuidad), y porque tiene una manipulación más fácil, aún teniendo prácticamente las mismas capacidades. El modelo *ANSWERS* tiene también el inconveniente de no tener una documentación relacionada fácilmente disponible, y de no tener un uso tan generalizado como el *AnnAGNPS*. Otras soluciones relacionadas con los modelos planteados en las tablas podrían ser consideradas, como es la conjugación de modelos, utilizando como *inputs* de un modelo los *outputs* de otro modelo. En todo caso esta sería siempre una solución más compleja que el uso de un solo modelo. Por consiguiente, se seleccionó el modelo *AnnAGNPS*.

6.3. El modelo *AnnAGNPS* y su evolución

El modelo *Agricultural Non-Point Source (AGNPS)* ha sido desarrollado en los años 80 por los organismos *Agricultural Research Service (ARS)* en cooperación con la *Minnesota Pollution Control Agency*, y el *Natural Resource Conservation Service (NRCS)* (Young *et al.*, 1989), del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Este modelo realiza la previsión y análisis de la calidad del agua drenada de cuencas agrícolas de pequeña extensión, hasta 20000 hectáreas. *AGNPS* se ha revelado como un modelo de utilización fácil, bastante flexible y relativamente riguroso en las simulaciones, por lo que ha tenido una buena aceptación en todo el mundo. Sin embargo, tenía la limitación importante de simular solamente por eventos, lo que ha determinado, en los años 90, que un equipo de investigadores del *ARS* y *NRCS* desarrollasen una nueva versión que simulase de forma continua, que es el *AnnAGNPS*. Actualmente la investigación y desarrollo de este modelo es liderada por el *National Sedimentation Laboratory* en Oxford-Mississippi (Bosch *et al.*, 1998).

El modelo *AnnAGNPS* ha sido desarrollado para simular el transporte de sedimentos y agroquímicos de forma continua en cuencas agrícolas, a escalas de trabajo muy variadas. Los procesos básicos simulados son la escorrentía superficial y subsuperficial directa, en presencia de una capa impermeable, transporte de sedimentos, nutrientes y pesticidas, para intervalos de tiempo de un día. El modelo considera, complementariamente y a efectos de cálculos, algunas fuentes localizadas de nutrientes (establos de animales y otras fuentes), fuentes concentradas de sedimentos (cárcavas), y agua entrada en la cuenca a través de los sistemas de riego. La variabilidad espacial es tratada de forma distribuida, por celdas homogéneas en que se divide el área de estudio. No hay límite para el número de celdas, cauces o extensión del período de tiempo de simulación; la memoria disponible en el ordenador es lo que limita la complejidad de la simulación. Los constituyentes físicos o químicos son transportados desde su origen para fuera de la cuenca, o bien son depositados en una sección del curso de transporte. Los componentes principales del modelo *AnnAGNPS* son la metodología de cálculo de la escorrentía superficial del *Número de Curva (Curve Number-CN)* (USDA-SCS, 1972b), y la metodología *RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)* (Renard *et al.*, 1997), transformada en la versión *RUSLE 1.05* por Geter y Theurer (1998), para generar diariamente la erosión hídrica laminar y por surcos en las parcelas agrícolas a la escala de la

cuenca. Los parámetros usados por la ecuación original *RUSLE* son los mismos que se usan en la versión del modelo *AnnAGNPS*; por lo tanto cada celda en que es dividida el área de estudio tiene diferentes parámetros, asociados a las operaciones de los cultivos. Es decir, es necesario un análisis espacial y temporal de los procesos. En el transporte de sedimentos se plantean tres aspectos relacionados con tres aproximaciones diferentes para su resolución: la producción total de sedimentos, la cantidad que es transportada y depositada, y las fracciones granulométricas que son depositadas, relacionado con la capacidad de transporte de los cursos de agua. El modelo tiene la capacidad de calcular cual es el aporte (agua, sedimentos, nutrientes y pesticidas) en cada celda/subcuenca específica, cauces, fuentes localizadas, en cualquier localización de la cuenca. En la Tabla 6.3, se sintetizan las características y capacidades del modelo *AnnAGNPS*.

Tabla 6.3 – Características y capacidades del modelo *AnnAGNPS* (adaptado de Bosch *et al.*, 1998).

CARACTERÍSTICAS	CAPACIDAD ACTUAL DEL MODELO	COMENTARIOS
Escala espacial	Cuenca hidrográfica	Áreas hasta 20000 ha
Discretización	Celdas/subcuencas	Cobertura <i>grid</i> o cobertura <i>shape</i>
Escala temporal	Día como intervalo de tiempo	Ilimitado número de años de simulación
Agua		
Escorrentía superficial	Sí	Métodos de <i>CN</i> y <i>TR55 extendido</i>
Riego	Sí	Agua y sedimentos con sustancias químicas
Agua subterránea	Desarrollo futuro	
Sedimentos		
Erosión laminar y en surcos	Sí	Metodología de la <i>RUSLE</i>
Erosión en cárcavas	Sí	Función del volumen de escorrentía superficial
Erosión de los cauces	Sí	Función de capacidad de transporte
Transporte	Sí	<i>Ecuación de Einstein</i> - sedimentación <i>Ecuación de Bagnold</i> - capacidad de transporte
Clases de partículas	Sí	Cinco clases
Nutrientes		
Nitrógeno	Sí	Disuelto y adsorbido
Fósforo	Sí	Disuelto y adsorbido
Carbono orgánico	Sí	Disuelto y adsorbido
Pesticidas	Sí	Disuelto y adsorbido-número ilimitado
Establos de animales	Sí	Solamente nutrientes disueltos
Fuentes localizadas	Sí	Agua y nutrientes disueltos
Cárcavas	Sí	Sedimentos y químicos adsorbidos

La versión del *AnnAGNPS* usada en este estudio (*AGNPS/ArcView Interfaz Version 3.55*) está integrada en un *SIG* (*ArcView 3.3*), lo que permite una mayor facilidad de manipulación. Como se puede ver en la Figura 6.1, el aspecto de la barra de herramientas es el mismo que en *ArcView*, teniendo algunos menús propios del modelo *AnnAGNPS*. Estos están relacionados con la preparación e introducción de los

datos de la cuenca (topográficos/hidrológicos, de cultivos y de suelos y del clima), simulación y lectura y análisis de los datos de salida (Bingner *et al.*, 1997). En la simulación se generan ficheros que tienen la posibilidad de ser analizados en ambiente *ArcView*, como por ejemplo la contribución de cada celda a la producción total de sedimentos, o la escorrentía que aporta cada una de las celdas a la salida de la cuenca.

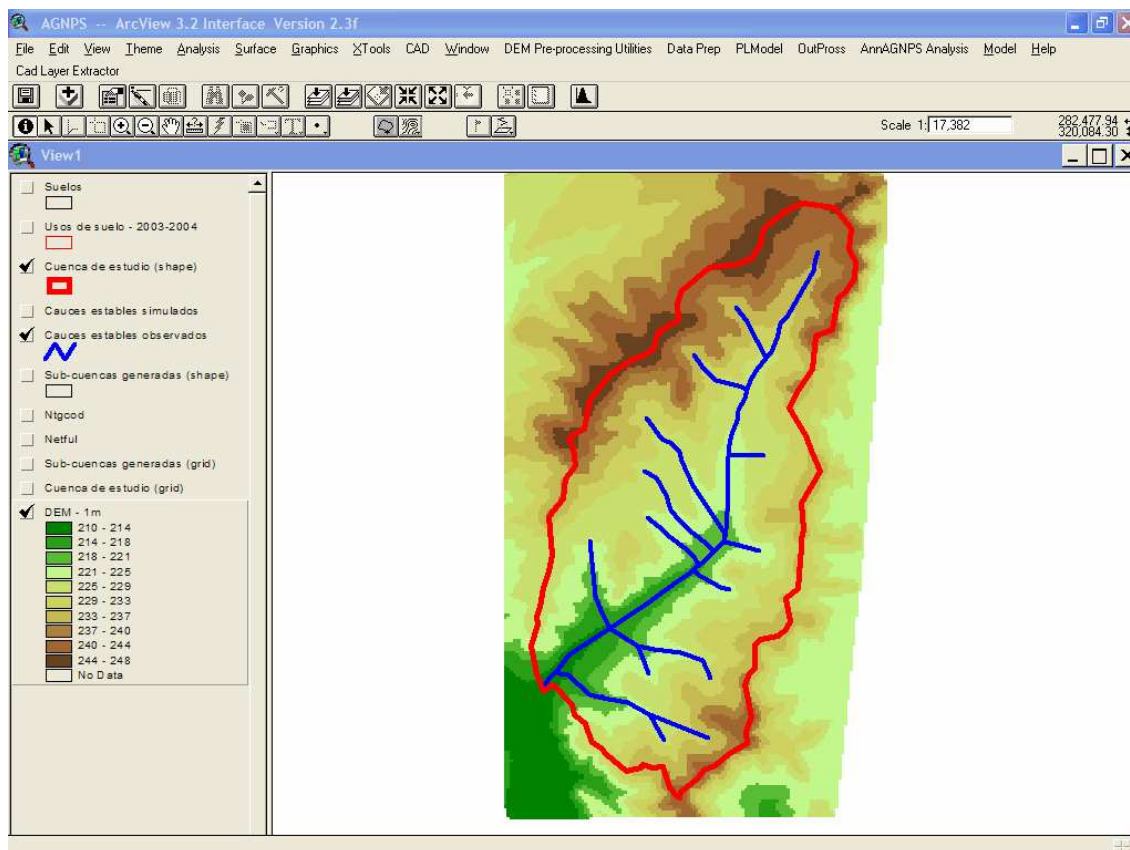


Figura 6.1 – Aspecto de la interfaz *ArcView* del modelo *AnnAGNPS*.

El modelo *AnnAGNPS* es así un buen instrumento de análisis dado que permite comparar el efecto de diferentes prácticas en estos procesos simulados y definir códigos de buenas prácticas agrícolas. Aparte de sus potencialidades, que están continuamente siendo mejoradas, el modelo tiene las siguientes limitaciones:

- toda la escorrentía, y los sedimentos, nutrientes y pesticidas asociados, generada en un día, es transportada hasta la sección que define la cuenca antes de la simulación del próximo día;
- las fuentes localizadas de contaminantes están limitadas a una tasa de producción de contaminantes fija para todo el período de simulación;
- los nutrientes y pesticidas ligados a los sedimentos que son depositados en los cauces no se consideran en los cálculos de los días siguientes;
- la evapotranspiración es calculada por la *ecuación de Penman (FAO, 1984)*, que, simulando de modo inadecuado el proceso cuando los cultivos no cubren el suelo completamente o cuando sufren déficit hídrico, conllevará errores de amplitud variable de acuerdo con las condiciones climáticas y los cultivos (Jensen *et al.*, 1990; Allen *et al.*, 1998).

▫ la escorrentía de base no es considerada en los cálculos de este modelo, lo que en algunas cuencas puede ser una parte importante del total de escorrentía.

6.3.1. Procesos simulados y aproximaciones usadas

Podemos decir que hay cuatro fases en todo el proceso de computación hasta la obtención de los resultados del modelo *AnnAGNPS* (Bingner y Theurer, 2005). La primera fase que no es una parte conceptual del modelo, es de interfaz entre el usuario y el modelo, o sea la fase de construcción de los ficheros de datos de entrada tan completa y precisa cuanto sea posible. Una segunda fase que es de interfaz entre los varios módulos del modelo, o sea una fase de preparación de los datos para la simulación; esta es también una fase de control de los errores. La tercera fase es del procesamiento de la simulación, con la obtención de los resultados relacionados con la configuración de una situación real o hipotética. La cuarta fase se refiere a las maneras diferentes de leer los resultados de la simulación. A continuación se describen los procesos que son considerados en el modelo así como las aproximaciones usadas (Bingner y Theurer, 2005).

6.3.1.1 Topografía

El tratamiento de la topografía del terreno y la configuración hidrológica de la cuenca en el modelo *AnnAGNPS* se hace por un conjunto de programas que se denomina *FlowNet Generator*, que incluye los módulos operacionales, *TopAGNPS* y *AgFlow*. *TopAGNPS* es un programa de ordenador que usa la misma aproximación que el programa *TOPAZ (Topographic Parameterization)*, con algunas modificaciones para poder funcionar integrado en el modelo *AnnAGNPS* (Garbrecht y Martz, 1995). El conjunto de modelos que se denomina *FlowNet Generator* tiene otro programa (*VbFloNet – Visual Basic Flow Network*) que es una interfaz gráfica del *AnnAGNPS* concebida en lenguaje de programación *Visual Basic*. Este programa ha sido desarrollado, en una fase en que *AnnAGNPS* no estaba integrado en *ArcView*, para permitir visualizar los resultados de simulación del *TopAGNPS* y seleccionar celdas para refinar los pares de valores *CSA/MSCL* permitiendo controlar la extensión de las celdas. Con la posterior integración de *AnnAGNPS* en *ArcView*, este programa ha casi perdido su utilidad. *VbFloNet* permite al usuario gravar imágenes procesadas en formato *Bitmap (bmp extensión)*, y redimensionarlas en otro programa para ser de nuevo usadas (Darden *et al.*, 2002). En la Figura 6.2 se muestra el aspecto y los menús de esta interfaz gráfica.

La parte topográfica del modelo *AnnAGNPS* se trata de nuevo, y con detalle, en el apartado 6.4.1.1. de este documento, donde se procederá a la configuración hidrológica de la cuenca de estudio, teniendo por base un *DEM* con resolución vertical conveniente.

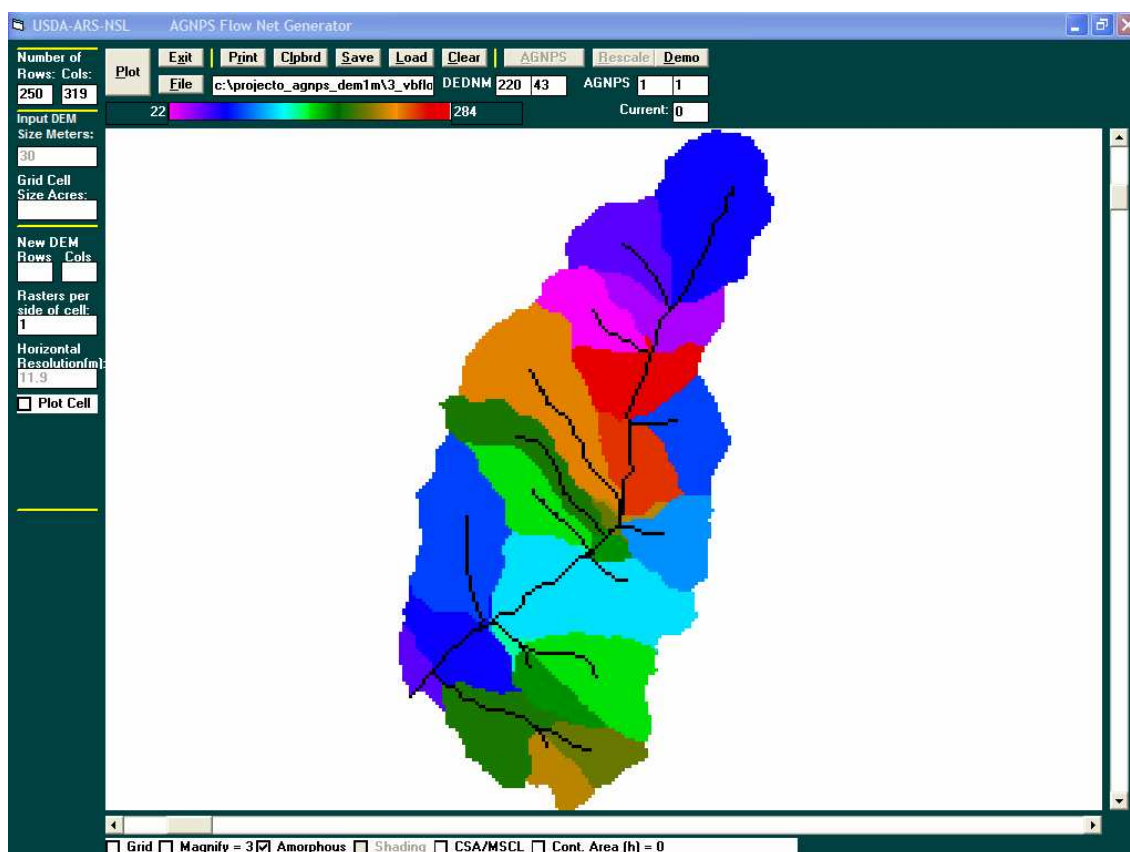


Figura 6.2 – Aspecto y menú de la interfaz gráfica VbFloNet de AnnAGNPS, mostrando la red de cauces estables generada por el modulo FlowNet Generator para la cuenca de estudio, con las respectivas sub-cuencas.

6.3.1.2. Clima

Para la simulación con el modelo *AnnAGNPS* son necesarios datos climáticos diarios, que pueden obtenerse de una estación meteorológica, o ser generados por un programa estocástico, o bien por una combinación de las dos formas anteriores. Los datos climáticos diarios necesarios son los siguientes: precipitación, temperatura máxima y mínima, temperatura del punto de rocío, nubosidad (porcentaje de cielo cubierto) y velocidad del viento. Por tanto es necesario construir un fichero continuo de datos (*Dayclim.inp*), que es importado en la fase de la construcción del editor de datos. Este fichero debe incluir también la precipitación que ocurre en 24 horas para un período de retorno de 2 años. Debemos también caracterizar el tipo de distribución de la lluvia de la estación o estaciones en causa, a través de tormentas adimensionalizadas en distintas épocas del año, y compararla con los tipos de distribución de la lluvia de los *EE.UU.* (nueve tipos para seis regiones diferentes).

Uno de los parámetros que se calcula con los datos del fichero climático es la evapotranspiración para ser usada en una ecuación de balance de agua en el suelo.

Evapotranspiración

El modelo usa la *ecuación de Penman* en la forma siguiente:

$$ET_p = \frac{1}{H_v} \left[\left(\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right) (R_n - G) + \left(\frac{\gamma}{\Delta + \gamma} \right) W_v (e_{sat} - ep) \right] \quad (6.1)$$

donde:

- ET_p – evapotranspiración potencial (mm);
- H_v – calor latente de vaporización (MJ kg^{-1});
- Δ – pendiente de la curva de saturación de vapor (presión-temperatura) ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$);
- γ – constante psicométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$);
- R_n – radiación neta ($\text{MJ (m}^2)^{-1}$);
- G – flujo de calor del suelo ($\text{MJ (m}^2)^{-1}$);
- W_v – función del viento;
- e_{sat} – presión de vapor de saturación (kPa);
- ep – valor actual de presión (kPa).

El valor de la evapotranspiración que entra en los cálculos del balance de agua en el suelo es función de la evapotranspiración potencial, calculada por la *ecuación de Penman*, y del contenido de humedad del suelo.

6.3.1.3. Escorrentía

Los procesos de escorrentía son descritos por un modelo hidrológico basado en una ecuación de balance hídrico, cuyas entradas y salidas son calculadas diariamente. Se supone que ocurre erosión hídrica, calculada por la ecuación *RUSLE* (Renard *et al.*, 1997), cuando en un determinado día se genera escorrentía. El contenido de humedad del suelo es usado para determinar su efecto en el *NC* del *USDA-SCS*, que es la metodología para calcular la escorrentía.

Contenido de humedad del suelo

El contenido de humedad se calcula para dos capas de suelo; la primera hasta 203.2 mm desde la superficie, que es la capa donde se hacen las operaciones de laboreo del suelo y por lo tanto sujetas a un cambio temporal de sus propiedades, y la segunda desde el extremo de la primera hasta la profundidad de una capa impermeable del suelo, considerándose que no hay un cambio temporal de sus propiedades. La ecuación que sigue es para determinar el contenido de humedad diario del suelo:

$$SM_{t+1} = SM_t + \frac{WI_t - Q_t - PERC_t - ET_p - Q_{lat} - Q_{tile}}{Z} \quad (6.2)$$

donde:

- SM_t – contenido de humedad para cada capa de suelo en el inicio del período de tiempo (fracción);
- SM_{t+1} – contenido de humedad para cada capa de suelo en el final del período de tiempo (fracción);
- WI_t – agua entrada en el sistema (precipitación y agua de riego) (mm);

- Q_t – escorrentía superficial (mm);
- $PERC_t$ – agua salida de sistema en cada una de las capas del suelo por percolación (mm);
- ET_p – evapotranspiración potencial (mm)
- Q_{lat} – flujo subsuperficial lateral de agua (mm),
- Q_{tile} – flujo al sistema de drenaje (mm);
- Z – espesor de la capa del suelo (mm);
- t – período de tiempo.

Para la segunda capa del suelo, WI es el agua de percolación desde la primera capa y Q_t es igual a cero. El parámetro Q_t es calculado por la metodología del NC del $USDA-SCS$. Dado que no hay una relación lineal entre la percolación y la evapotranspiración con el contenido de humedad del suelo, este es calculado para fracciones de tiempo más pequeñas que las 24 horas. El día es fraccionado en varios períodos de igual duración, siendo considerado que la humedad es constante en cada período de tiempo. Los pasos de tiempo en cada día son definidos por el usuario, asumiéndose por defecto ocho pasos.

Escorrentía no concentrada y escorrentía concentrada en las líneas de flujo superficial

La escorrentía en cada celda es dividida en escorrentía superficial laminar desordenada (*overland flow* o *interrill flow*), escorrentía superficial poco concentrada (*rill flow* o *shallow concentrated flow*) y escorrentía concentrada en la red de drenaje (*concentrated flow*). En la Figura 6.3 se puede ver de forma esquemática como el programa *TopAGNPS* segmenta la escorrentía superficial que puede ocurrir en una determinada celda, mientras que en la Figura 6.4 se presenta en el entorno del programa *VbFloNet* los vectores de la escorrentía en cada *raster* del *DEM*, que son calculados por el programa *TopAGNPS* en cada celda de una subcuenca.

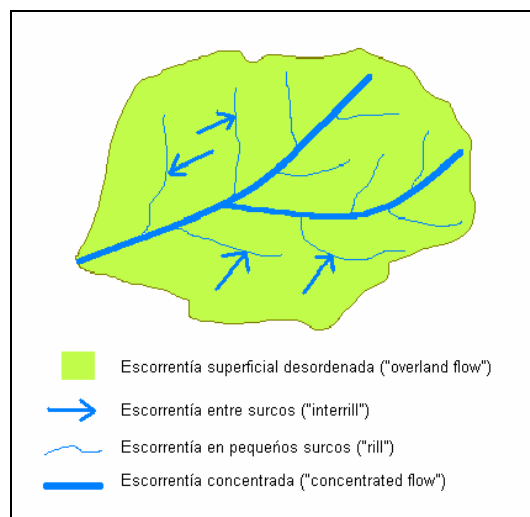


Figura 6.3 – Tipos de escorrentía superficial que pueden ocurrir en una subcuenca, generados por el programa *TopAGNPS*.

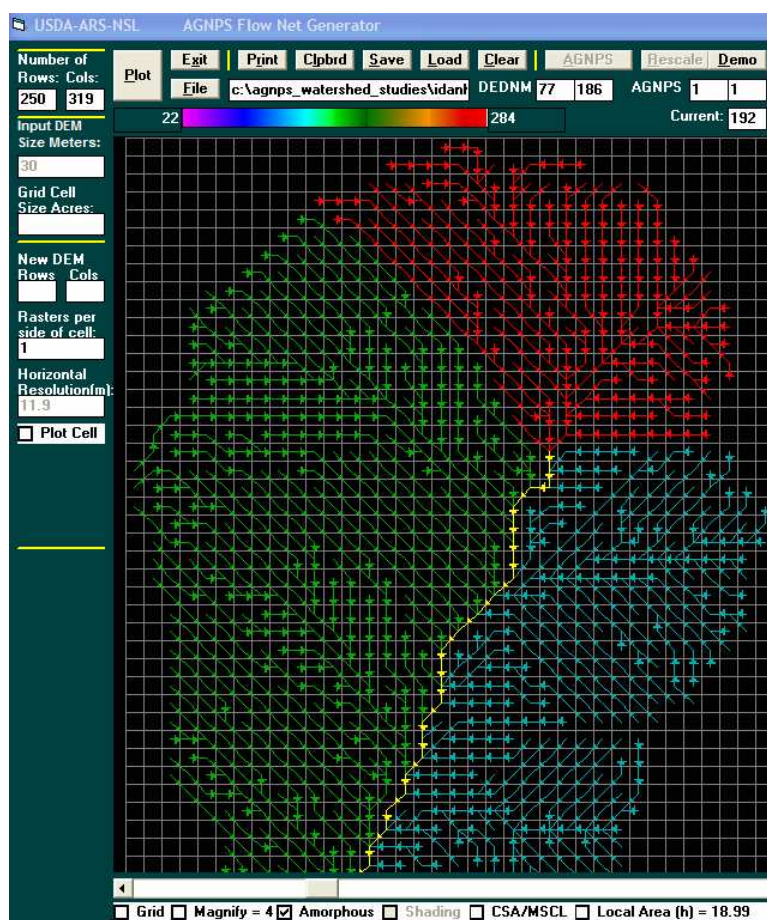


Figura 6.4 - Vectores de la escorrentía en cada *raster* del *DEM* en el entorno del programa *VbFloNet*, calculados por el programa *TopAGNPS* en cada celda de una subcuenca.

Se considera que la línea por donde ocurre el primer tipo de escorrentía no puede exceder 50 metros; el segundo tipo de escorrentía ocurre en los siguientes 50 metros y la velocidad no puede exceder 0.61 m s^{-1} ; en la restante longitud de la línea por donde se encamina el flujo superficial de agua ocurre escorrentía concentrada. Los tres tipos de escorrentía no ocurren necesariamente en la misma celda, pero en celdas con áreas grandes con certeza que sí.

El tiempo de concentración de cada celda, si no es introducido por el usuario, es calculado por el modelo y es la suma de los tiempos de concentración de cada uno de los tipos de escorrentía que ocurren en la celda, a partir de los puntos hidráulicamente más distantes. Los cálculos de los tiempos de concentración para estos tres tipos de escorrentía se basan en los procedimientos de la metodología *NRCS TR-55* (USDA-NRCS, 1986), modificada por Theurer y Cronshey (1998).

Los cálculos relacionados con la escorrentía son accionados si este proceso ocurre en una determinada celda, siendo secuenciados de aguas arriba a aguas abajo. La escorrentía superficial es calculada usando la metodología del *NC* del *USDA-SCS* (1972b), variando este de *AMC I* (*Antecedent Moisture Condition I*) para condiciones de suelo seco (cerca del punto de marchitamiento), hasta *AMC III* para condiciones de suelo muy húmedo (a partir de la capacidad de campo). Toda la metodología del *NC* del *SCS-USDA* se basa fundamentalmente en un parámetro que procura describir el tipo de suelo, utilización que le es dada y condiciones de su superficie, que son los factores que afectan su potencialidad

de generar escorrentía superficial. El valor del NC está comprendido teóricamente entre 0 y 100, correspondiendo el 0 a una cuenca de conductividad hidráulica infinita y el 100 a una cuenca totalmente impermeable. Es importante acentuar que el valor del NC no expresa de ninguna forma el porcentaje de zonas impermeables de la cuenca (Correia, 1984). A partir del análisis de numerosas cuencas, el *USDA-SCS* tabuló valores de NC para diversos tipos de suelos, sus utilizaciones e condiciones de superficie. Se consideran, de acuerdo con esta metodología, 4 tipos de suelos:

Tipo A – suelos que dan origen a una baja escorrentía superficial y tienen una permeabilidad bastante elevada; incluyen los suelos arenosos bastante permeables;

Tipo B – suelos menos permeables que los de tipo A; incluyen fundamentalmente suelos arenosos menos profundos que los de tipo A, mas que tienen una permeabilidad superior a la media;

Tipo C – suelos que originan escorrentías superiores a la media y superiores a los tipos de suelos anteriores; incluyen suelos poco profundos y con cantidades apreciables de arcilla;

Tipo D – suelos que contienen arcillas expansibles siendo algunos poco profundos o con capas impermeables que originan escorrentías directas elevadas.

Los valores del NC que normalmente aparecen tabulados son válidos para condiciones medias de humedad del suelo, por lo que tienen que ser corregidos si pretendemos efectuar cálculos para situaciones antecedentes particularmente secas o húmedas. Esta corrección se basa en tres condiciones antecedentes de humedad que se designan por *AMC I*, *AMC II* y *AMC III* (*USDA-SCS*, 1972b):

AMC I – situación en que los suelos están secos pero no en el punto de marchitamiento; esta situación no es recomendable para estudios de caudales punta;

AMC II – situación media en que la humedad del suelo corresponde aproximadamente a la capacidad de campo; esta situación corresponde probablemente a las condiciones de humedad antecedentes de inundaciones de pequeña dimensión; en el *AnnAGNPS* se considera que esta situación corresponde a un contenido de humedad intermedio entre el punto de marchitamiento y el punto de saturación;

AMC III – situaciones en que ocurren precipitaciones considerables en los cinco días anteriores y el suelo se encuentra casi saturado (contenido de humedad igual a la porosidad); esta es la situación más propicia a la formación de mayores inundaciones; en *AnnAGNPS* se considera que esta situación corresponde a un contenido de humedad que empieza en la capacidad de campo.

Si una cuenca presenta áreas con valores de NC distintos, el valor global puede ser calculado por la ponderación de los varios valores parcelares de NC , hecha en función de las áreas a que cada valor corresponde. En el modelo *AnnAGNPS* el NC es alterado todos los días, de acuerdo con contenidos de humedad del suelo ajustados diariamente, y de acuerdo con los estados de desarrollo de las plantas, o si ocurre alguna operación agrícola. Respecto a este último factor, se introducen determinados valores de NC válidos para ciertos estados de desarrollo del cultivo, intercalados por un determinado período de tiempo. Lo que el modelo hace es dividir la diferencia entre los dos NC de los estados de desarrollo por el número de días que los separan, teniéndose así la variación diaria del NC relativamente a cobertura del terreno. Los *inputs* que el modelo necesita para el cálculo del NC son los siguientes:

- fracción de arcilla en cada capa del suelo;
- elevación;
- capacidad de campo para cada capa del suelo;
- conductividad hidráulica saturada para cada capa del suelo;
- número de pasos de tiempo de cálculo del contenido de humedad del suelo por día;

- porosidad para cada capa del suelo;
- fracción de arena por cada capa del suelo;
- punto de marchitamiento para cada capa del suelo;
- espesor de la capa superficial del suelo;
- espesor de la segunda capa del suelo.

La metodología del *NC* resolvería la cuestión de la escorrentía para determinada precipitación ocurrida en un día si esta fuera distribuida de una forma uniforme en las 24 horas. Como no es así, hay que estimar la forma en que la precipitación se distribuye en las 24 horas del día, traducida por un caudal punta. La metodología usada por el modelo *AnnAGNPS* para el cálculo del caudal punta, para determinada distribución de la precipitación en 24 horas, es la *TR-55 (USDA-SCS, 1985)*. Para el cálculo del caudal punta y para la construcción del hidrograma para cada celda durante un determinado evento de escorrentía es necesario calcular el ratio entre las pérdidas iniciales (I_a) y la precipitación total ocurrida en 24 horas (P_{24}) (I_a/P_{24}); este es un valor medio distribuido a la totalidad del área de la cuenca. Importa decir que las pérdidas iniciales (I_a) se refieren a una altura de agua necesaria para saturar la capa superficial del suelo, antes de la ocurrencia de escorrentía superficial. Estas pérdidas las componen la intercepción, la retención y la infiltración hasta la saturación de la capa superficial del suelo; en el modelo *AnnAGNPS* la primera componente no es considerada. Conjugando las dos expresiones siguientes de la metodología *USDA-SCS* para cálculo de la escorrentía:

$$I_a = 0.2Sr \quad (6.3)$$

donde:

- I_a – pérdidas iniciales (mm);
- Sr – capacidad máxima de retención de agua (mm);

y

$$Q_t = \frac{(WI - 0.2Sr)^2}{WI + 0.8Sr} \quad (6.4)$$

donde:

- Q_t – escorrentía superficial (mm);
- WI – agua incorporada en el suelo (mm);
- Sr – capacidad máxima de retención de agua (mm);

se obtiene otra expresión, referida a un día, que es:

$$Q_{24} = \frac{(P_{24} - I_a)^2}{(P_{24} + 4I_a)} \quad (6.5)$$

Desarrollando esta expresión, aislando I_a y dividiendo por P_{24} , tenemos:

$$\left(\frac{I_a}{P_{24}}\right) = \left[(P_{24} + 2Q_{24}) - (5Q_{24}P_{24} + 4Q_{24}^2)^{0.5} \right] / P_{24} \quad (6.6)$$

donde:

I_a – pérdidas iniciales (mm);

P_{24} – precipitación total ocurrida en 24 horas (mm);

Q_{24} – escorrentía superficial ocurrida en 24 horas (mm).

Para describir cómo ocurre la evolución de un evento de escorrentía, se usa el hidrograma triangular introduciendo el volumen de escorrentía y el caudal punta. Este hidrograma tiene un tiempo de base, de acuerdo con la metodología *TR-55*, que es igual a:

$$T_b = 20 \left(\frac{QtD_a}{Q_p} \right) \quad (6.7)$$

donde:

T_b – tiempo de base (s);

Qt – volumen de escorrentía superficial (mm);

D_a – área total de drenaje (ha);

Q_p – caudal punta ($m^3 s^{-1}$).

La expresión general de cálculo del caudal punta, según la metodología *TR-55*, es:

$$Q_p = 2.78 \times 10^{-3} \times P_{24} \times D_a \times \left[\frac{a + (c \times t_c) + (e \times t_c^2)}{1 + (b \times t_c) + (d \times t_c^2) + (f \times t_c^3)} \right] \quad (6.8)$$

donde:

Q_p – caudal punta ($m^3 s^{-1}$);

P_{24} – precipitación total ocurrida en 24 horas (mm);

D_a – área total de drenaje (ha);

t_c – tiempo de concentración (horas);

a, b, c, d, e, f – coeficientes de regresión entre el caudal punta y el ratio I_a/P_{24} , para un determinado tipo de distribución de la precipitación en 24 horas.

En el modelo *AnnAGNPS* se consideran nueve tipos de distribución de la precipitación:

- cuatro tipos normalizadas del *SCS* (*I, Ia, II y III*);
- uniforme, para situaciones de fusión de la nieve y flujos de retorno en riego;
- cuatro tipos de distribución para la región de *New México/USA*.

Existen tablas para cada uno de los tipos de distribución de la precipitación, que nos dicen para un ratio dado I_a/P_{24} cuales son los coeficientes de regresión que permiten calcular el caudal punta. Si la distribución de la precipitación en 24 horas del área de estudio no se parece a ninguno de los tipos contemplados en el modelo, el usuario puede hacer su propia regresión y calcular los coeficientes para introducirlos en el modelo.

Escorrentía subsuperficial (existencia de una capa impermeable o de un sistema de drenaje)

De los componentes del flujo subsuperficial, sólo se consideran en el modelo *AnnAGNPS* el flujo subsuperficial lateral y el flujo que es recogido por los drenes. Esta componente del flujo subsuperficial es usada para determinar la contribución del drenaje subsuperficial en las parcelas a las correspondientes líneas de escorrentía. Se considera en este modelo que sólo ocurre escorrentía subsuperficial si existe una capa impermeable en el perfil del suelo, y lo mismo se puede esperar en suelos de textura pesada. El volumen de escorrentía subsuperficial lateral y de los drenes, y la escorrentía superficial entran simultáneamente en las líneas de agua, considerándose que no hay interacción entre celdas en lo que respecta a flujos subsuperficiales. Para el cálculo de la escorrentía subsuperficial lateral se usa una metodología relativamente simple y que tiene un grado de exactitud aceptable, que es la *ecuación de Darcy*. Esta ecuación es aplicada en condiciones muy diversas como son, condiciones de saturación y de no saturación del suelo, escorrentía uniforme y de transición, escorrentía en sistemas homogéneos y heterogéneos, en medios isotópicos y anisotópicos (Freeze y Cherry, 1979). Esta es la ecuación que ha sido seleccionada para simular la escorrentía subsuperficial lateral, considerándose sólo condiciones de saturación.

$$Q_{lat} = -K_{sat} \frac{dh}{dl} \quad (6.9)$$

donde:

Q_{lat} – escorrentía subsuperficial lateral (mm por unidad de tiempo);

K_{sat} – conductividad hidráulica saturada del suelo (mm por unidad de tiempo);

dh/dl – gradiente hidráulico.

Las condiciones de escorrentía para los drenes pueden ser estáticas (en que los parámetros intervinientes no varían con el tiempo) o dinámicas (en que los parámetros intervinientes varían con el tiempo). En muchas situaciones la escorrentía subsuperficial de drenaje puede estimarse asumiéndose condiciones estáticas. Para estas condiciones el modelo *AnnAGNPS* utiliza la *formula de Hooghoudt*, por esta tener una aplicación bastante generalizada y una estructura relativamente simple (Smedema y Rycroft, 1983). Se presenta en la siguiente forma, cuya esquematización de las variables se presenta en la Figura 6.5:

$$Q_{tile} = \frac{8K_{sat}d_e m + 4K_{sat}m^2}{LD^2} \quad (6.10)$$

donde:

Q_{tile} – flujo de drenaje (mm por período de tiempo);

K_{sat} – conductividad hidráulica saturada del suelo (mm por período de tiempo);

LD – distancia entre los drenes (m);

m – altura del punto medio del nivel freático sobre los drenes (m);

d_e – profundidad equivalente entre la capa impermeable y la profundidad de los drenes (m).

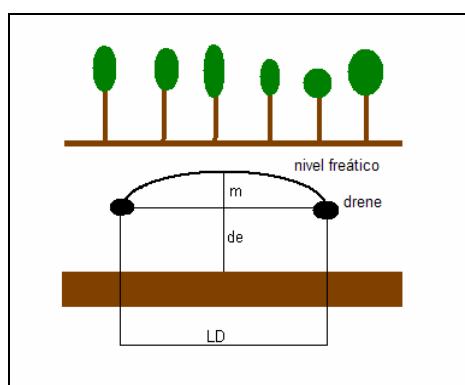


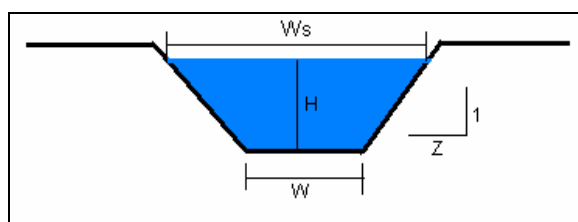
Figura 6.5 – Esquematación de las variables que intervienen en la fórmula de Hooghoudt (Smedema y Rycroft, 1983).

6.3.1.4. Riego

En el modelo *AnnAGNPS* se consideran varios métodos de riego: riego de superficie, riego por aspersión y riego localizado. El módulo de riego identifica cuándo un evento de riego tiene lugar, y calcula la altura de agua aplicada, para una primera estimación de la escorrentía de acuerdo con el último contenido de humedad calculado, y el volumen de agua que entra efectivamente en el perfil del suelo. Se considera que puede ocurrir escorrentía superficial suficiente para originar erosión sólo en el método por surcos que no están cerrados al final. El módulo de riego puede admitir tres tipos de gestión de riegos: automática, si el sistema es accionado cuando el contenido de humedad baja a un determinado valor; intervalo manual entre riegos, si un volumen de agua es aplicado en un calendario regular; y riego manual, si es hecho en intervalos de tiempo irregulares.

6.3.1.5. Características hidráulicas de los cauces de escorrentía y su hidrología

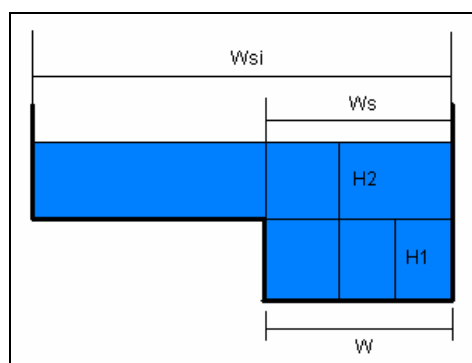
La información relativa a las características hidráulicas de los cauces es importante cuando son usados los módulos de cálculo de transporte de sedimentos, para determinar la producción de sedimentos en una determinada localización de la cuenca. La forma genérica de los cauces dentro de las celdas para la escorrentía concentrada es la forma trapecial (Figura 6.6), y las formas derivadas cuando algunos de los parámetros son iguales a cero.



- H – profundidad de la escorrentía (calado);
- $1/Z$ – pendiente de los taludes del cauce;
- W – anchura de la base del cauce;
- Ws – anchura de la escorrentía en la superficie;
- $W=0 \Rightarrow$ forma triangular;
- $1/Z=\infty \Rightarrow$ forma rectangular.

Figura 6.6 – Forma trapezoidal de los cauces dentro de las celdas y las variables de su caracterización.

En la red de cauces dentro de la cuenca, la forma de su sección transversal es la rectangular, y una forma también rectangular con una anchura mayor a la superficie de la escorrentía para situaciones de inundación, como se ilustra en la Figura 6.7.



- $H1$ – profundidad de la escorrentía en una situación normal;
- $H2$ – profundidad de la escorrentía en una situación de inundación;
- W – anchura de la base del cauce;
- Ws – anchura de la escorrentía a la superficie en una situación normal;
- Wsi – anchura de la escorrentía a la superficie en una situación de inundación;

Figura 6.7 – Forma rectangular de los cauces dentro de la cuenca y las variables de su caracterización.

Si los parámetros de la sección transversal del cauce son introducidos en el modelo, él los interpreta para calcular la profundidad de la escorrentía de la siguiente manera:

- si es un cauce dentro de las celdas, la profundidad de la escorrentía es calculada para un período de retorno de 2 años, y se obtiene dividiendo el área transversal de la escorrentía por su anchura en la superficie;
- si es un canal de la red dentro de la cuenca (forma transversal rectangular), el calado se calcula dividiendo el área transversal máxima de la escorrentía por su anchura máxima en la superficie.

El modelo *AnnAGNPS* estima algunos parámetros relacionados con las características hidráulicas de la escorrentía, si el usuario no los introduce como parámetros de entrada:

♦ *pendiente* – por defecto el modelo considera la pendiente del terreno de cada una de las celdas donde se localizan los tramos de los cauces;

♦ *rugosidad* – se considera la misma que hay sido usada para la escorrentía superficial desordenada, o sea que ocurre en la superficie del terreno (*overland flow*); si los cauces tienen mucha vegetación, y si esta es una información del modelo, se considera un valor más elevado;

♦ *parámetros de la forma transversal de los cauces* – son la longitud del canal, anchura de la escorrentía en la superficie y profundidad correspondiente y anchura de la escorrentía en situación de inundación; se calculan usando el drenaje que ocurre y ecuaciones potenciales incorporadas en el modelo;

♦ *longitud* – se calcula con la siguiente fórmula, denominada de Leopoldo *et al.* (1964):

$$Lc = a_1 \times Da^{b1} \quad (6.11)$$

donde:

Lc – longitud del cauce en las celdas o en la red de cauces;

Da – área de drenaje;

$a1, b1$ – parámetros empíricos usados universalmente para este efecto (Leopold *et al.*, 1964).

Respecto a la hidrología de los cauces de escorrentía, dentro de las celdas y en la red de drenaje de la cuenca, las aproximaciones son muy parecidas a las que han sido explicadas en la sección de la escorrentía concentrada, en lo que se refiere al tipo de hidrograma usado y a la forma de cálculo del tiempo de concentración y caudal punta.

6.3.1.6. Sedimentos

La metodología de la *RUSLE* (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard *et al.*, 1997) fue seleccionada como la más apropiada para el modelo *AnnAGNPS* por las siguientes razones (Bingner y Theurer, 2001a):

1. el número de *inputs* no es significativamente grande;
2. el paso de tiempo mínimo al ser de 15 días, que es mayor que el paso de tiempo de los cálculos del *AnnAGNPS* (1 día), no representa una limitación significativa dado que el factor de la cobertura vegetal no varía significativamente de un día para otro, y el factor del suelo es ajustado diariamente durante el período de simulación, de acuerdo con el contenido de humedad del suelo;
3. el detalle de los procesos es adecuado (por ejemplo para el cálculo del factor de cobertura vegetal se consideran el estado de desarrollo de los cultivos, el efecto de las operaciones de laboreo del suelo, el tiempo de recuperación del suelo y la descomposición de los residuos);
4. la disponibilidad de datos para esta ecuación fue probablemente la razón más fuerte para su elección;

De una forma general, la ecuación *RUSLE*, y su antecedente *USLE* (*Universal Soil Loss Equation*), calcula la pérdida de suelo media anual por la siguiente expresión multiplicativa:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times Pc \quad (6.12)$$

donde:

- A – pérdida de suelo anual;
- R – índice de erosividad de la precipitación y de la escorrentía;
- K – factor de la erodibilidad del suelo;
- L – factor de la longitud de la ladera;
- S – factor de la inclinación de la ladera;
- C – factor de cobertura del terreno y prácticas de los cultivos;
- Pc – factor de las prácticas de conservación del suelo.

Las modificaciones en relación a su antecedente *USLE* inciden sobre todos los factores. El factor R presenta una nueva ecuación para cálculo de la energía cinética de la lluvia; el factor K refleja ahora su variabilidad a lo largo del año, dependiendo de la humedad del suelo; el factor LS refleja la relación entre erosión en surcos y entre surcos; el factor C es calculado como resultante de los factores de uso previo del suelo, cobertura superficial, cobertura por el cultivo, rugosidad de la superficie, y en algunas áreas la humedad del suelo; el factor P hay sido alterado para considerar el laboreo según las curvas de nivel, los cultivos en fajas según las curvas de nivel y la organización del terreno en terrazas.

La ecuación *RUSLE* hay sido modificada para ser aplicada a la escala de la cuenca y en procesos de simulación continua (Geter y Theurer, 1998). Estas modificaciones incluyen:

- a) transformaciones que permiten su uso a la escala multi-celdas;
- b) eliminación de los cálculos redundantes en las celdas con los mismos suelos y la misma gestión de parcelas;
- c) proceso de cálculo que permita el transporte de los sedimentos de unas celdas a otras adyacentes;
- d) opciones de cálculo de la erosión para suelos con capas heladas.

Determinación de los factores de la *RUSLE*

Factor R

El factor que contempla el efecto de la precipitación en el proceso erosivo es el índice EI (*Erosion Index*), y es calculado para una determinada distribución de la precipitación con la ecuación que sigue, que es la misma que es usada en el modelo *CREAMS* (*Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*) (Knisel, 1980):

$$EI = \frac{D \times \exp(2.119 \times \log(R_p)) \times \exp(0.0086 \times \log(24))}{\exp(B \times \log(24))} \quad (6.13)$$

donde:

- R_p – precipitación (pulgadas);
- D – coeficiente para el cálculo de EI (de acuerdo con el tipo de distribución de la precipitación);
- B – exponente para el cálculo de EI (de acuerdo con el tipo de distribución de la precipitación).

La tabla 6.4 registra los valores de los parámetros D y B de la ecuación anterior (Bingner y Theurer, 2005).

Tabla 6.4 – Parámetros A y B usados en la ecuación de cálculo del índice de erosividad EI de la $RUSLE$.

Tipo de distribución de la tormenta	D	B
I	15.03	0.5780
IA	12.98	0.7488
II	17.90	0.4134
III	21.51	0.2811
Uniforme	9.41	1.1401
IIA-60	20.99	0.2904
IIA-65	21.84	0.2631
IIA-70	22.87	0.2365
IIA-75	23.96	0.2118

El factor R de la ecuación $RUSLE$ también puede ser calculado a partir de una expresión propuesta por Brown y Foster (1987), para cálculo de la energía unitaria:

$$eu = 0.29[1 - 0.72 \exp(-0.05i)] \tag{6.14}$$

donde:

- eu – energía cinética unitaria de la precipitación ($\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$);
- i – intensidad de la precipitación (mm h^{-1}).

Se asume que la relación entre las pérdidas de suelo y el índice de erosividad (EI_{30}) (Wischmeier y Smith, 1978) es lineal y que los valores de los parámetros individuales de las tormentas son aditivos, resultando que el potencial erosivo de la lluvia en un determinado período de tiempo es dado por el sumatorio de los valores EI_{30} . En la determinación del valor de E (energía total de la tormenta), se divide la tormenta en períodos de intensidad constante, siendo calculado para cada período el correspondiente valor de la energía unitaria. El sumatorio de la multiplicación de estos valores de energía unitaria por la altura de la precipitación total, referente a cada tormenta, nos dará el total de la energía de la tormenta. El total anual de los valores de EI_{30} de las tormentas consideradas erosivas, de una localización dada, representa el índice de erosividad de la precipitación anual R (Renard *et al.*, 1997).

En la estructura de la $RUSLE$ se considera que la erosión cuando la lluvia embate en el suelo es menor en laderas poco inclinadas. En superficies planas la acción de la lluvia tiende a ser atenuada por la acumulación de agua en la superficie del terreno, siendo esa cantidad de agua normalmente mayor cuando ocurren precipitaciones con intensidades elevadas (Renard *et al.*, 1997). Para tener en cuenta este efecto de protección del suelo por la acumulación de agua a la superficie, en pendientes bajas e intensidades de precipitación más elevadas, la metodología de la $RUSLE$ propone un ajuste del valor del factor R , utilizando una relación modificada por Renard *et al.* (1997) a partir de otra relación de Mutchler y Murphree (1985):

$$R_c = f(i, s) = f(R, St) \quad (6.15)$$

donde:

R_c – factor de ajuste del *índice de erosividad* de la precipitación;

i – intensidad de la precipitación;

s – factor de la topografía del terreno

St – pendiente del terreno;

R – *índice de erosividad* de la precipitación de la *RUSLE*.

El valor de R_c puede obtenerse a partir de un gráfico que relaciona la pendiente con el factor R de la *RUSLE* (Renard *et al.*, 1997).

Factor K

Los valores de K son calculados para cada suelo de la cuenca, usando ecuaciones para los suelos derivados de materiales volcánicos y ecuaciones para los restantes tipos de suelos. Los factores K son calculados para períodos de tiempo de 15 días haciendo intervenir las características de los suelos que entran en su cálculo, y después son ajustados cada día haciendo intervenir solo el contenido de humedad. El procedimiento de cálculo de este factor es de acuerdo con lo que se describe en Renard *et al.* (1997) y Bingner y Theurer (2005).

Factor LS

En la *RUSLE* el efecto de la topografía de una ladera en la erosión hídrica es representado por dos factores: el factor de la longitud (L) y el factor de pendiente (S) de la ladera. Siendo normalmente evaluados experimentalmente por separado, en la *RUSLE* se presentan en un único factor LS . La pérdida de suelo en una ladera aumenta con su longitud y pendiente, siendo la variación más significativa con la última. Se considera que la longitud provoca una variación despreciable en la escorrentía total anual por unidad de área; lo que no pasa con la pendiente, cuyo aumento induce generalmente un aumento de escorrentía, influenciado por el tipo de cultivo, rugosidad de la superficie y humedad del suelo (Renard *et al.*, 1997).

Este factor es estimado para cada celda de la cuenca en el módulo *AgFlow* del *AnnAGNPS*, para cada longitud y diferencia de elevación.

Factor C

El factor C de la *RUSLE*, o factor de cobertura del suelo, representa el efecto de los cultivos y prácticas agrícolas en la tasa de erosión, basándose, como otros factores de la *RUSLE*, en un concepto de desvío de una situación patrón, que se refiere a suelo desprotegido y en barbecho permanente. La tasa de pérdida de suelo (*Soil Loss Ratio – SLR*) corresponde así a la relación entre las pérdidas de suelo producidas en una determinada situación y las que se obtendrían con las condiciones de referencia. Para las áreas que alcanzan un cierto equilibrio, tales como pastizales y matorrales, los parámetros que influyen el factor C tienen poca alteración con el tiempo, no variando mucho los valores de la pérdida de suelo calculada, por lo que se opta por calcular un único valor de SLR para todo el año (Renard *et al.*, 1997). En áreas cultivadas o en pastizales en que hay intervención, aquellos parámetros tienen alteración

a lo largo del año, implicando que los valores de *SLR* sean calculados con frecuencia para poder tener en cuenta su modificación en una rotación. La *RUSLE* propone el cálculo de *SLR* para períodos de tiempo de 15 días, considerando que los factores más importantes se mantienen constantes durante ese período de tiempo. Sin embargo, si ocurren operaciones agrícolas durante ese período, se calculan valores de *SLR* en número igual al de operaciones agrícolas (Renard *et al.*, 1997). El cálculo de *SLR* propuesto es descrito por la ecuación:

$$SLR = PLU \times C \times SC \times SR \times SM \quad (6.16)$$

donde:

SLR – tasa de pérdida de suelo para determinadas condiciones;

PLU – factor de uso previo del suelo;

C – factor de la cobertura del suelo por los cultivos;

SC – factor de cobertura de la superficie del terreno;

SR – factor de rugosidad de la superficie;

SM – factor de humedad del suelo.

Se considera como cobertura de la superficie del terreno los residuos de los cultivos, rocas, o otro material no erodible que está en contacto directo con la superficie del suelo.

Para el cálculo del factor *C*, los valores de *SLR* obtenidos para cada intervalo de tiempo son multiplicados por la correspondiente distribución *EI₃₀*; estos valores son sumados y divididos por el valor de *EI₃₀* total del período de tiempo considerado:

$$C = \left[\sum (EI_{30}^i \times SLR_i) \right] / EI_{30} \quad (6.17)$$

donde:

EI₃₀ⁱ – índice *EI₃₀* para cada intervalo de tiempo;

SLR_i – *SLR* para cada intervalo de tiempo;

Cuando se considera que las condiciones se mantienen constantes durante un determinado intervalo de tiempo, en términos de cobertura del suelo, el valor del factor *C* corresponde a la multiplicación de los factores *PLU*, *SM*, *SC* y *SR*.

Factor P

El factor de prácticas conservativas de la *RUSLE* (*P_c*) pretende reflejar el efecto de las prácticas consideradas conservativas que, afectando la escorrentía superficial, afectan la erosión del suelo. Es cuantificado por la tasa de pérdida de suelo consecuente de determinada práctica conservativa, tomando como referencia la correspondiente pérdida de suelo cuando es labrado en el sentido de la mayor pendiente (Renard *et al.*, 1997). El cálculo de este factor se hace para la consideración de los efectos de los cultivos de contorno, fajas de contorno, terrazas y existencia de sistema de drenaje; el cálculo del ratio de transporte de sedimentos es accionado para cada celda de la cuenca cuando se hacen algunas prácticas

de conservación del suelo. La determinación de este factor sigue los pasos descritos en Renard *et al.* (1997) y Bingner y Theurer (2005).

Transporte de sedimentos

La ecuación *RUSLE* calcula la producción de sedimentos en las celdas de la cuenca, pero no calcula la deposición que normalmente ocurre. La metodología juzgada adecuada para hacer este cálculo, y permitir la determinación del ratio de transporte de sedimentos, es la *Hydro-geomorphic Universal Soil Loss (HUSLE)* (Theurer y Clarke, 1991).

Considérese una celda homogénea con un punto 1 aguas arriba y un punto 2 aguas abajo, como de muestra en la Figura 6.8.

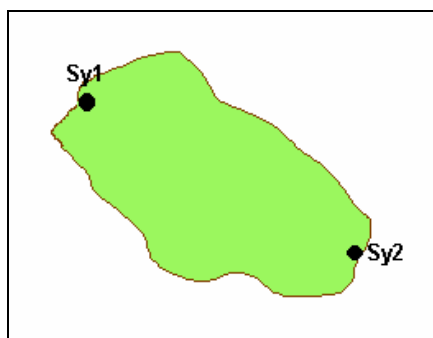


Figura 6.8 – Localización de dos puntos en una celda en que ocurre producción de sedimentos S_{y1} y S_{y2} , según la ecuación *HUSLE*.

La producción de sedimentos, ocasionada por la erosión laminar y en surcos, es calculada por la ecuación propuesta por Theurer y Clarke (1991) en el modelo *HUSLE*:

$$S_y = 0.22 \times Q_t^{0.68} \times q_p^{0.95} \times KLSCP \quad (6.18)$$

donde:

- S_y – producción de sedimentos;
- Q_t – volumen de escorrentía superficial;
- q_p – velocidad punta de la escorrentía superficial;
- K, LS, C, P – factores de la *RUSLE*.

Tómese ahora el ratio de la producción de sedimentos en las localizaciones 1 y 2, y considerando que el volumen de escorrentía superficial por unidad de área es idéntico, tenemos:

$$D_r = S_{y2} / S_{y1} = (q_{p2} / q_{p1})^{0.95} \quad (6.19)$$

donde:

- D_r – coeficiente de aporte de sedimentos de la localización 1 relativamente a 2;
- S_{y1} – producción de sedimentos en la localización 1;
- S_{y2} – producción de sedimentos en la localización 2;
- q_{p1} – velocidad punta de la escorrentía superficial en la localización 1;
- q_{p2} – velocidad punta de la escorrentía superficial en la localización 2.

Tratadas las cuestiones de la producción de sedimentos y de la proporción que es transportada o sedimentada, la cuestión que queda por resolver es de cómo se hace la distribución de la deposición por tamaños de partículas. La resolución de esta cuestión se basa en los tamaños relativos de las partículas, siendo su velocidad de sedimentación proporcional a su masa (Bingner y Theurer, 2005). Cuando, en cualquier punto de la cuenca, una de las clases de partículas es totalmente depositada, los cálculos empiezan de nuevo en este punto de la cuenca pero eliminando esta clase en cálculos futuros. Estos cálculos se basan en las propiedades estáticas para cada clase de partículas (arcilla, limo, arena, pequeños agregados y grandes agregados), originadas por la respectiva densidad y velocidad de sedimentación.

El transporte de sedimentos en los cauces es basado en su capacidad de transporte, usando la *ecuación de Bagnold* (Bagnold, 1966). Si la suma de todos los sedimentos que entran en el cauce es mayor que su capacidad de transporte, es usado el algoritmo de cálculo de la deposición de sedimentos y tres situaciones pueden ocurrir:

- $(qs1-qsc) \leq 0$ y las paredes del cauce son erosionables para determinada clase de partículas $\rightarrow qs2=qsc$;
- $(qs1-qsc) \leq 0$ y las paredes del cauce no son erosionables para determinada clase de partículas $\rightarrow qs2=qs1$;
- $(qs1-qsc) > 0 \rightarrow$ es usado el algoritmo de la deposición de sedimentos;

donde:

- $qs1$ – sedimentos que entran en un cauce;
- qsc – capacidad de transporte de un cauce;
- $qs2$ – sedimentos que salen en el final de un cauce.

En este módulo de cálculo se asume que la concentración de sedimentos es constante a lo largo del hidrograma de un determinado evento de escorrentía.

6.3.1.7. Transporte de nutrientes y pesticidas

Generalmente las sustancias químicas del suelo existen en dos fases: en solución o adsorbidas en las partículas de arcilla. El modelo *AnnAGNPS* reconoce tres nutrientes: nitrógeno (N), fósforo (P) y carbono orgánico (CO). Es asumido que nitrógeno y fósforo mineral pueden existir en solución o adsorbidos, mientras que el fósforo orgánico es insoluble; el carbono orgánico se admite como parte de las partículas de arcilla, relacionado con un ratio entre carbono orgánico y arcilla. Por lo tanto, las salidas de las celdas, en términos de nutrientes, incluyen N adsorbido en los sedimentos y en la solución en el agua de escorrentía, lo mismo para el P y CO adsorbido en los sedimentos. El modelo controla diariamente si ha ocurrido adición de nutrientes, haciendo un balance de masas diario de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico en cada una de las celdas. Los mayores componentes considerados en este balance son: absorción por las plantas de N y P, aplicación de fertilizantes, descomposición de los residuos, y transformaciones del N y P en el suelo. Estas transformaciones de N y P fueron adaptadas del modelo *EPIC* (*Erosion-Productivity Impact Calculator*) (Sharpley y Williams, 1990), y la absorción de N y P por las plantas es considerada para cada estado de desarrollo. Los nutrientes solubles son reducidos

por infiltración del agua en los cauces, mientras que los nutrientes adsorbidos son ajustados por variación del contenido de sedimentos en las líneas de escorrentía.

Para los nutrientes y pesticidas adsorbidos son usados cálculos de balance de masa si ha ocurrido deposición de sedimentos dentro de la cuenca, incluyendo la red de drenaje. Serán necesarias correcciones si fueran depositados o retirados sedimentos de los cauces, o bien si ocurriera alguna pérdida de agua. Para los nutrientes en solución también son usados cálculos de balance de masa si ha ocurrido alguna pérdida de agua en los cauces.

En el modelo *AnnAGNPS* se considera que los pesticidas pueden ser lixiviados a capas más profundas del suelo, transportados conjuntamente con el agua de escorrentía superficial, en solución o adsorbidos, o degradados en el suelo. En los cálculos de balance de masas de pesticidas, se usan las mismas aproximaciones que en el modelo *GLEAMS* (Knisel y Davis, 1999).

6.3.2 Datos de entrada necesarios para el funcionamiento

En el modelo *AnnAGNPS* hay una multiplicidad grande de datos que se tienen que introducir de una forma sistematizada, y divididos en determinadas categorías, siendo por esto importante el auxilio de una interfaz gráfica (*Input Editor*) para introducción de los datos, de la que se presenta en la Figura 6.9 un ejemplo del aspecto de la interfaz relativa a los suelos. Los datos a introducir en el editor pueden ser obligatorios, opcionales o obligatorios solamente para una de las modalidades del *AGNPS* (*AnnAGNPS* continuo o *AGNPS* por eventos).

Figura 6.9 – Aspecto de la interfaz de introducción de los datos en el modelo *AnnAGNPS* (*Input Editor*), relativa a los suelos.

Los datos necesarios en *AnnAGNPS* pueden ser introducidos en el editor y provenientes de una de las siguientes formas:

- ✓ datos que son importados de ficheros que han sido generados manualmente o por cualquier programa (datos climáticos);
- ✓ datos que son importados de ficheros que han sido generados por los módulos *TopAGNPS* y *AgFlow* (datos de las celdas y de los cauces);
- ✓ datos que son introducidos manualmente en el editor y que resultan de evaluaciones de campo o de laboratorio (datos de suelos);
- ✓ datos de referencia para determinadas categorías de datos (datos de operaciones agrícolas y desarrollo de los cultivos).

Los datos a introducir en el *Input Editor* se pueden agrupar de la forma que se muestra en la Tabla 6.5.

Tabla 6.5 – Categorías generales de información a introducir en el editor de *AnnAGNPS*.

Identificación del fichero del proyecto AGNPS	Identificación del proyecto <i>AnnAGNPS</i> Datos de la cuenca
Período de tiempo	Período de tiempo de simulación
Datos relacionados con las celdas	Datos de las celdas (identificación) Datos topográficos/hidrológicos de las celdas
Datos relacionados con la ocupación de las parcelas	Datos de las parcelas Datos de gestión de las parcelas Datos de operaciones agrícolas Datos de referencia de las operaciones agrícolas Datos de las parcelas según las curvas de nivel Datos de uso de prácticas de riego Datos de aplicación de fertilizantes Datos de aplicación de pesticidas Datos de parcelas alternadas según las curvas de nivel
Datos relacionados con los cauces	Datos de los cauces (identificación) Datos de coeficientes de forma de los cauces Datos de zonas pantanosas
Otros datos de las celdas	Datos de establos de animales Datos de gestión de los establos de animales Datos de las cárcavas Datos de fuentes localizadas de contaminantes
Datos de referencia	Datos del desarrollo de los cultivos Datos de los fertilizantes Datos de uso del suelo Datos de los pesticidas Datos de suelos Datos del <i>Número de Curva</i> para calcular la escorrentía superficial
Datos relacionados con datos de salida	Especificaciones globales de los datos de salida Especificaciones sobre los datos de salida de los cauces Especificaciones sobre la extensión de datos de salida a cada una de las celdas Especificaciones sobre la verificación de los datos

6.4. Aplicación del modelo AnnAGNPS a la cuenca de estudio

Esta sección tiene como finalidad la percepción de cómo el modelo *AnnAGNPS*, mediante la introducción de los datos de la cuenca de estudio, simula lo que se medió durante las campañas de riego de 2004 y 2005, y la estación de lluvias de 2004/2005 y parte de la referente a 2005/2006.

6.4.1. Configuración hidrológica de la cuenca

La buena configuración topográfica, y por extensión hidrológica, de la cuenca determina simulaciones más exactas de su comportamiento hidrológico y, por consecuencia, de la contaminación difusa de los recursos hídricos superficiales. Por tanto, este ejercicio previo a las simulaciones con el modelo *AnnAGNPS*, intentándose dilucidar la resolución vertical adecuada del *DEM* para la buena consecución del estudio, se plantea como imprescindible.

6.4.1.1. Aplicación del módulo *FlowNet Generator* del Modelo *AnnAGNPS*

El modelo *AnnAGNPS* incluye en su arquitectura el módulo *FlowNet Generator*, que lo constituyen los programas operacionales *TopAGNPS* (*Topographic AGNPS*), *AgFlow* (*Agricultural watershed Flownet*) y el programa que funciona como una interfaz gráfica *VbFloNet* (*Visual Basic Network*). Lo primero que hay que ejecutar, como es indicado en la Figura 6.10, es el programa *TopAGNPS*.

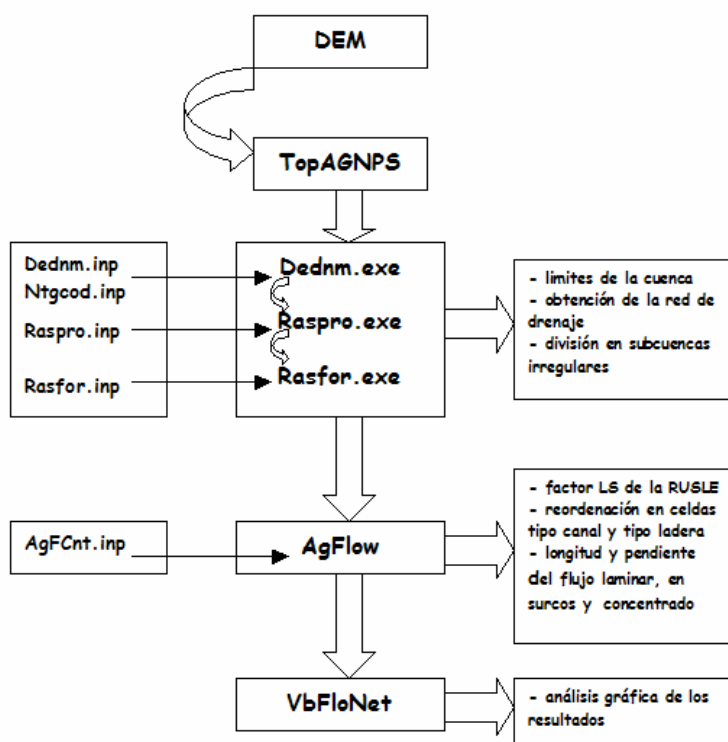


Figura 6.10 - Secuencia de la ejecución de los programas del módulo *FlowNet Generator*.

El programa *TopAGNPS*, tomando los valores del *DEM*, permite definir los límites de la cuenca, obtener la red de drenaje y la división en subcuencas irregulares, que son divididas a su vez en celdas que contribuyen con su escorrentía a un cauce estable.

La forma como son identificadas las celdas de una subcuenca esta ejemplificada en la Figura 6.11 de forma esquemática, y en la Figura 6.12, tal como son generadas por el programa *TopAGNPS*.

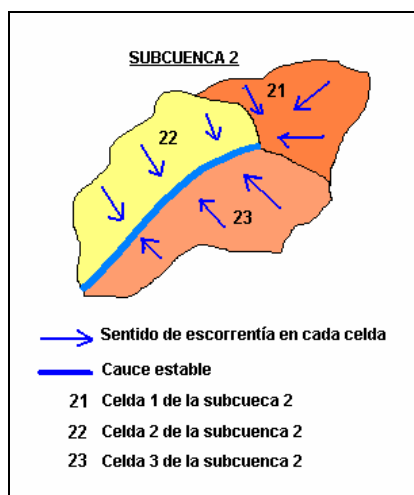


Figura 6.11 – Forma esquemática como el módulo *FlowNet Generator* divide una cuenca en subcuencas y celdas.

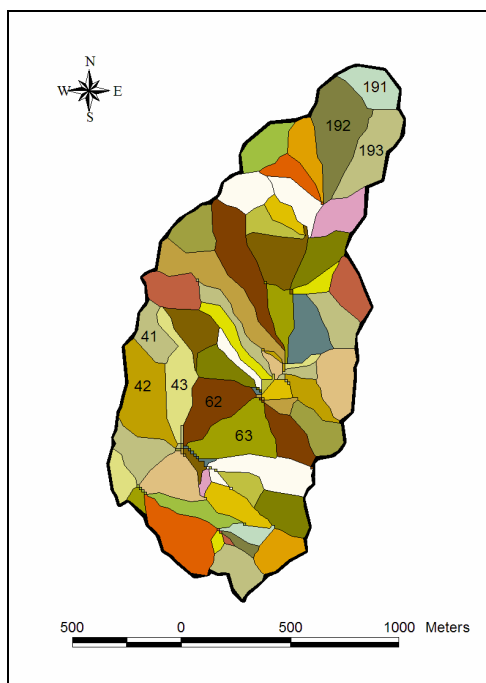


Figura 6.12 – Forma como el módulo *FlowNet Generator* divide una cuenca en subcuencas y celdas, aplicada a la cuenca de estudio.

En los cauces estables de 1^{er} orden, se distinguen tres celdas: la celda 1, que contribuye con la escorrentía de la cabecera del cauce, la celda 2, que contribuye con la escorrentía del lado derecho del

cauce, y la celda 3, que drena la escorrentía del lado izquierdo del cauce. El programa *TopAGNPS* es compuesto por subprogramas cada uno con su fichero de control, que pueden ser modificados por el usuario en función de lo que sea más adecuado para la simulación en curso. Tomando la secuencia de ejecución, el proceso de cálculo se inicia con el subprograma *Dednm.exe* (*Digital elevation drainage network model*) controlado por el fichero *Dednm.inp*, que define la altitud máxima y mínima y el número de *rasters* del *DEM*, las coordenadas de la sección de control de la cuenca (que puede ser definida de forma iterativa, si está activo en el entorno *ArcView* la capa de la red de drenaje, o manualmente introduciendo el par de coordenadas *x* e *y* del *DEM* correspondientes a la sección de control de la cuenca) y el par de valores *CSA* (*Critical Source Área*) y *MSCL* (*Minimum Source Channel Length*). Entiéndase por *CSA* y *MSCL*, respectivamente, el área y la longitud mínimas necesarias para que se forme un cauce donde la escorrentía sea suficientemente concentrada como para permitir su identificación en el campo. Como fácilmente se deduce, el par de valores *CSA/MSCL* determina la jerarquización de la red de drenaje y el nivel de división de la cuenca en sub-cuencas. El programa *Dednm.exe* permite que su fichero de control (*Dednm.inp*) pueda contemplar hasta cinco pares de valores diferentes de *CSA/MSCL* en diferentes zonas de la cuenca, que contemplen de forma más conveniente la realidad de aquella unidad territorial. Por ejemplo, si la cuenca presenta zonas de pendientes y longitudes de ladera bastante diferentes, será razonable pensar que en las zonas con pendiente más elevada los parámetros *CSA* y *MSCL* tomen valores más bajos. Otra situación en que es útil la utilización de más que un par de valores *CSA/MSCL* en toda la extensión de la cuenca es cuando en una determinada subcuenca el área es ocupada con dos usos que tienen más o menos la misma presencia. En esta situación, se intentaría inducir, a través de la manipulación de diferentes valores de los parámetros *CSA/MSCL*, la división de la subcuenca de forma que se diferencien los diferentes usos, para que el modelo no asuma para toda el área los valores de la más extensa. El subprograma *Dednm.exe* es también controlado por el fichero *Ntgcod.inp*, que interactúa con el fichero *Dnmcnt.inp*, y, de acuerdo con los pares de valores *CSA/MSCL* definidos, atribuye a cada *raster* del *DEM* un código de 1 hasta 5, que es el número de pares posibles de estos parámetros. Nótese que, de acuerdo con varias simulaciones efectuadas, el módulo *FlowNet Generator* presenta alguna sensibilidad al par de valores *CSA/MSCL*, que es más evidente para el *DEM* con resolución vertical menos detallada. Esta sensibilidad, observada en un intervalo de valores de 3.0 hasta 5.0 hectáreas para el parámetro *CSA* y de 80 hasta 120 metros para el parámetro *MSCL*, se traduce sobre todo en la generación de pequeños cauces de cabecera para los valores más bajos de *CSA/MSCL*, dando una configuración hidrológica diferente a la cuenca. Continúa el subprograma *Raspro.exe* (*Raster properties*) controlado por el fichero *Raspro.inp*, que procesa los datos de salida del subprograma anterior y añade otras informaciones de los *rasters*, como por ejemplo la localización de las depresiones y zonas llanas locales y su corrección, y la posibilidad de presentación de los resultados agregados para toda la cuenca o simultáneamente por subcuencas y celdas. El último subprograma, del programa *TopAGNPS*, a ser ejecutado es *Rasfor.exe* (*Raster formatting*), controlado por el fichero *Rasfor.inp*. Este subprograma hace la lectura de los datos no formateados producidos por los subprogramas *Dednm* y *Raspro* y los formatea a dos formatos *ASCII* (*1-D* y *2-D*) y a dos formatos *GIS* (*IDRISIS* y *ARC/INFO*), según la opción seleccionada en el fichero correspondiente de control.

El segundo programa del módulo *FlowNet Generator* a ser ejecutado, según la Figura 6.10, es el programa *AgFlow*, que lo controla el fichero *AgFCnt.inp*. Este programa toma los valores de salida del programa *TopAGNPS* y los reordena en celdas tipo canal (cauces) y tipo ladera, presentando varias características de estos dos tipos de celdas (identificación, identificación del cauce receptor de la escorrentía, altitud media, pendiente media, longitud del cauce, puntos hidráulicamente más alejados de las celdas). El programa *AgFlow* calcula adicionalmente el factor *LS* de la ecuación *RUSLE*, y la longitud y pendiente para la escorrentía laminar, en surcos y concentrada (Theurer y Cronshey, 1998). Conviene recordar que en esta metodología la escorrentía en cada celda puede ser escorrentía superficial laminar desordenada (ocurre en los primeros 50 metros de la línea de escorrentía), escorrentía superficial concentrada en pequeños surcos (ocurre en los 50 metros siguientes de la línea de escorrentía, no pudiendo la velocidad exceder 0.61 m s^{-1}) y escorrentía superficial concentrada (ocurre en la restante longitud de la línea de escorrentía).

6.4.1.2. Influencia de la resolución vertical del Modelo Digital del Terreno

Antes de avanzar a la simulación del proceso de la contaminación difusa, hay que estudiar cual es la resolución vertical adecuada del *DEM* para este propósito. Para averiguar la influencia en la configuración topográfica e hidrológica de la cuenca de estudio, han sido elaborados dos *DEM* con resoluciones verticales de 1 y 5 metros con base en información cartográfica existente. Los datos de base para la elaboración de los *DEM* fueron los mapas topográficos con escala 1:2500 (Folios 6I y 7I), elaborados por la ex-Junta Autónoma das Obras de Hidráulica Agrícola en 1947 para la comarca de Idanha-a-Nova, con motivo de la redacción del proyecto de la obra de la *Zona Regable de la Campiña de Idanha*. La característica hidrológica de una cuenca que mejor puede objetivarse, y que puede por tanto servir de comparación, es la red de drenaje estable, que ha sido evaluada en la cuenca de la forma que se describe en una sección posterior de este manuscrito (sección 6.4.2.4.).

Como ha sido referido anteriormente, el módulo *FlowNet Generator* genera la red de drenaje estable de acuerdo con el par de valores *CSA/MSCL*. La forma de refinar la red de drenaje generada, en relación a la observada en la cuenca, fue haciendo variar los valores de los parámetros *CSA/MSCL* hasta obtener valores que nos parecían razonables, obteniéndose los siguientes resultados: *CSA* igual a 3.0 ha y *MSCL* igual a 80.0 m. Estos valores se aplicaron a toda la cuenca y a ambos *DEM*. Las Figuras 6.13 y 6.14 muestran los cauces estables observados en la cuenca y generadas por el módulo *FlowNet Generator*, para los *DEM* con resolución vertical de 1 m y 5 m. Obsérvese que no hay diferencias significativas en los cauces estables de 3^{er} orden simulados para los *DEM* con resoluciones diferentes. Sin embargo, se constatan algunas diferencias en los cauces de 2^a orden, que se acentúa en los cauces de 1^{er} orden (cauces de cabecera). Los trazados de los cauces difieren tanto en lo que respecta a su desarrollo como a su longitud, y por la no consideración de cauces que están muy próximos de otros o que tienen una longitud pequeña. En lo que concierne a la figura que tiene por base el *DEM* con resolución de 1 m (Figura 6.13), la red de drenaje generada se sobrepone casi a la perfección a la red de drenaje estable observada en la cuenca.

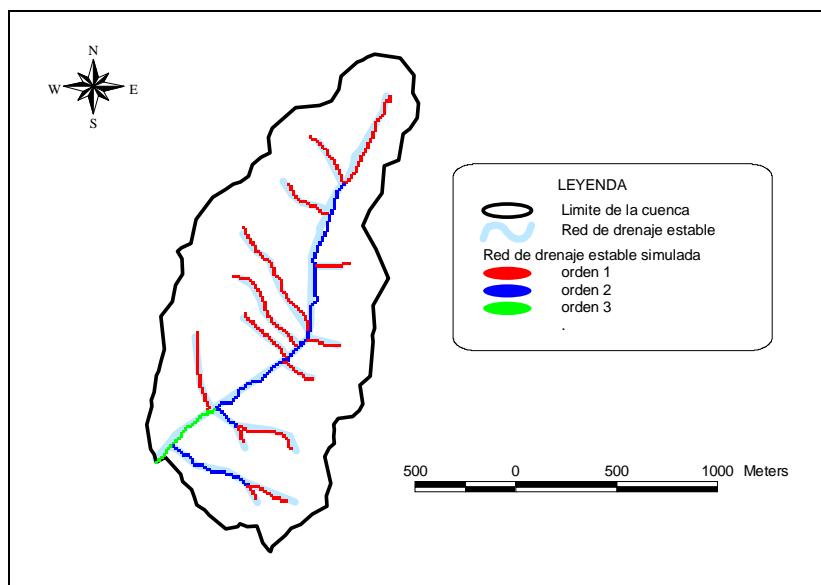


Figura 6.13 - Red de drenaje estable observada y simulada por el módulo *FlowNet Generator*, para valores de $CSA=3.0$ ha y $MSCL=80.0$ m, teniendo como base un *DEM* con resolución de 1 m.

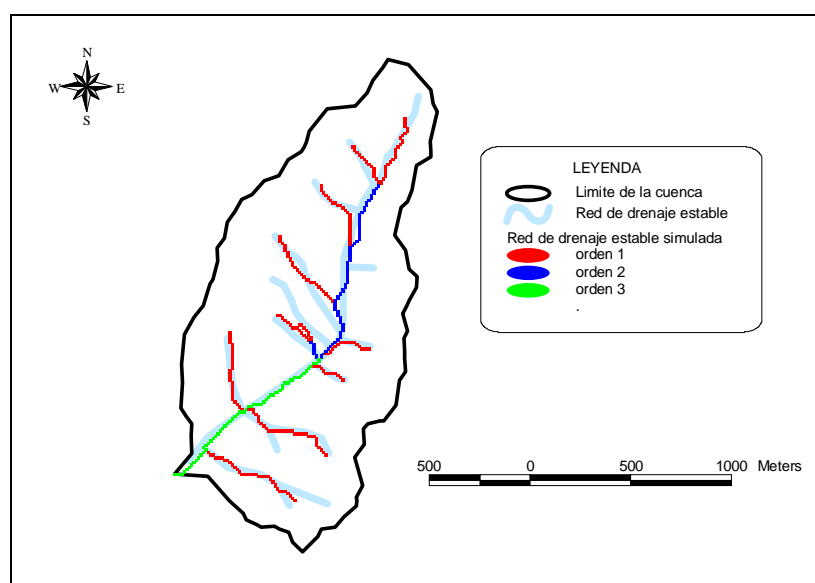


Figura 6.14 - Red de drenaje estable observada y simulada por el módulo *FlowNet Generator*, para valores de $CSA=3.0$ ha y $MSCL=80.0$ m, teniendo como base un *DEM* con resolución de 5 m.

Otra forma de analizar la diferente configuración hidrológica usando *DEM*'s con resolución vertical distinta es a través de la observación de la Figura 6.15, que se refiere a la división de la cuenca en subcuencas obtenidas mediante el módulo *FlowNet Generator*.

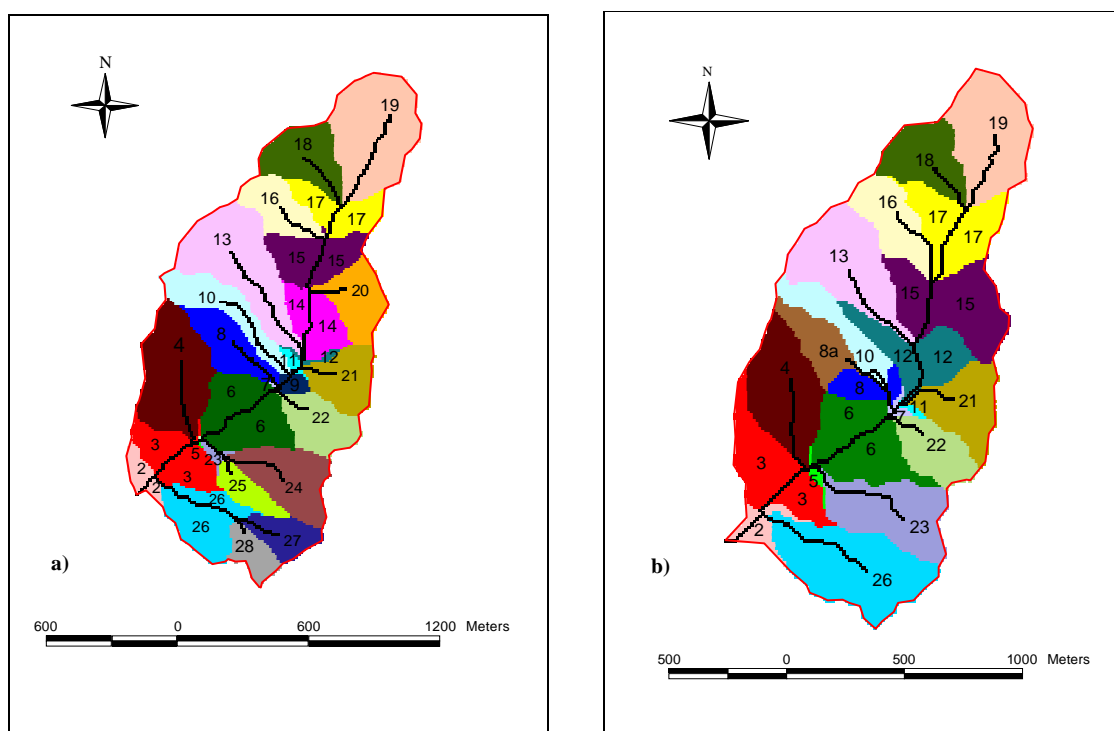


Figura 6.15 – División de la cuenca de estudio en subcuencas operada por el módulo *FlowNet Generator*, para el *DEM* con resolución de 1 m (a) y 5 m (b).

La división en subcuencas teniendo como base los *DEM* con resolución de 1 m y 5 m es bastante diferente, sobre todo en la parte más próxima a la sección de control de la cuenca. Esta diferencia se traduce en valores bastante dispares de área de las subcuencas y de su existencia. Esta última diferencia hace que se generen o no algunos pequeños cauces de 1^{er} orden, lo que implica también un número diferente de subcuencas dentro de la cuenca de estudio.

En análisis de los resultados de la simulación del módulo *FlowNet Generator* relativos al área de drenaje, altitud media, pendiente del terreno, pendiente y longitud de la escorrentía laminar, en surcos y concentrada, se observan valores de estos parámetros bastante diferentes en algunas de las subcuencas. Conviene decir que estas diferencias en los resultados no serían tan significativas si se usasen *DEM*'s con una resolución fina o si se cubrieran áreas de mayor extensión (Bingner y Theurer, 2001b). Una consecuencia inmediata de esta configuración diferente es la influencia en la simulación del proceso de erosión hídrica, determinada por los valores diferentes del factor topográfico (*LS*) de la ecuación *RUSLE*. Nótese que la media de este factor para toda la cuenca fue 0.910, para el *DEM* con resolución de 1 m, y 0.652 para el *DEM* con resolución de 5 m. Estos valores llevarían con certeza a escorrentías y fracciones de sedimentos (arrastrados y depositados) simulados diferentes, teniendo además un efecto más o menos marcado en la naturaleza y cantidad de las sustancias químicas arrastradas con la escorrentía. Mirando el factor *LS* como factor multiplicativo en la ecuación *RUSLE*, es evidente que una variación de este factor de 0.652 a 0.910, en igualdad de los otros factores de la ecuación, llevará a una variación en las pérdidas de suelo de cerca de 40%, una variación bastante significativa. Analizando el factor *LS* en el contexto de su variación dentro de la cuenca de estudio, se puede asumir que el *DEM* con resolución vertical de 1 m

es más adecuado para representar la realidad topográfica de la zona, y que por tanto la variación del factor LS ocurre entre los valores 0.258 y 1.493, o sea en una amplitud de 1.235 unidades. En este contexto de variación, los valores del factor LS 0.652 ó 0.910 son significativamente diferentes.

6.4.2. Determinación de los parámetros del modelo

En esta sección relativa a la determinación de los parámetros de *AnnAGNPS*, se describen las metodologías usadas para evaluación de algunos parámetros que son necesarios incorporar en el editor de datos del modelo *AnnAGNPS*.

6.4.2.1. Caracterización del régimen de lluvia de la cuenca

Las características del régimen de la lluvia que interesa considerar en el ámbito de este trabajo son las requeridas por el modelo *AnnAGNPS*, para procesar los cálculos relacionados con la precipitación/escorrentía y la erosión causada por estas. Hablamos de la distribución media del *índice de erosividad* de la lluvia (*índice EI_{30}*) a lo largo del año, del patrón de distribución de la lluvia a lo largo de un día (24 horas), y de la precipitación máxima ocurrida en 24 horas (1 día) para un período de retorno de 2 años.

Para el cálculo del *índice de erosividad* de la lluvia se ha seguido la metodología, propuesta por Wischmeier y Smith (1978), que describimos de forma detallada a continuación. Wischmeier (1959) concluyó que los mejores coeficientes de correlación entre pérdidas de suelo medidas en dispositivos experimentales y calculadas, se obtenía cuando se combinaba la energía cinética de la lluvia (E) con la intensidad máxima de precipitación en un período de 30 minutos (I_{30}). Para la determinación del parámetro E se divide la tormenta erosiva en períodos de intensidad constante, y se calcula para cada período el valor de la energía cinética unitaria e :

$$eu = 0.119 + 0.0873 \log_{10} i \quad i \leq 76 \text{ mm h}^{-1} \quad (6.20)$$

$$eu = 0.283 \quad i > 76 \text{ mm h}^{-1} \quad (6.21)$$

donde:

eu – energía cinética unitaria de la precipitación ($\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$);

i – intensidad de la precipitación (mm h^{-1}).

Se consideran tormentas erosivas las de pluviosidad superior a 12.7 mm (0.5 pulgadas) y separadas de otras tormentas por un período de tiempo superior a 6 horas, o tormentas de precipitación superior a 6.35 mm (0.25 pulgadas) ocurridas durante 15 minutos. La determinación de la energía cinética unitaria (eu) dada por la ecuación anterior se basa en las siguientes ideas:

- la energía de una tormenta es función de la cantidad de lluvia y de todas las intensidades registradas durante el período de duración de la tormenta;

- el tamaño medio de las gotas de lluvia aumenta con la intensidad de la precipitación, y su velocidad terminal en caída libre aumenta con el tamaño.

La energía total de la tormenta erosiva se calcula a través de la expresión:

$$E = \sum eu.h \tag{6.22}$$

donde:

E - energía total de la tormenta erosiva (MJ ha^{-1});

h - lámina de la precipitación ocurrida durante la tormenta (mm).

La determinación del índice EI_{30} se hace por la formula siguiente:

$$EI_{30} = (\sum eu.h).I_{30} \tag{6.23}$$

donde:

I_{30} - intensidad máxima de la precipitación ocurrida durante 30 minutos (mm h^{-1}).

Para una localización determinada, el total de los valores del índice EI_{30} de las tormentas consideradas erosivas a lo largo del año representa el índice de erosividad anual R (MJ.mm/ha.h.año) de la ecuación *RUSLE*. En el ANEXO 6.1 se ilustra un ejemplo de cálculo del factor R de la ecuación *RUSLE* para el año 1998, con datos de precipitación registrados a intervalos de 10 minutos en la estación meteorológica de la *Escuela Superior Agraria de Castelo Branco (ESACB)*.

Después de calculado el índice erosividad anual para cada uno de los años de la serie 1992-2004, de acuerdo con la metodología descrita y con datos de la estación meteorológica referida, se ha elaborado un gráfico de distribución anual acumulada adimensional del índice de erosividad (Figura 6.16); los datos para elaboración de este gráfico se pueden analizar en el ANEXO 6.2. Del mismo gráfico se extraerán los datos del índice de erosividad de la lluvia acumulada para períodos de 15 días, que serán introducidos en el editor de datos de *AnnAGNPS* para el cálculo del factor C (*factor de la cubierta vegetal*) de la ecuación de pérdida de suelo *RUSLE*.

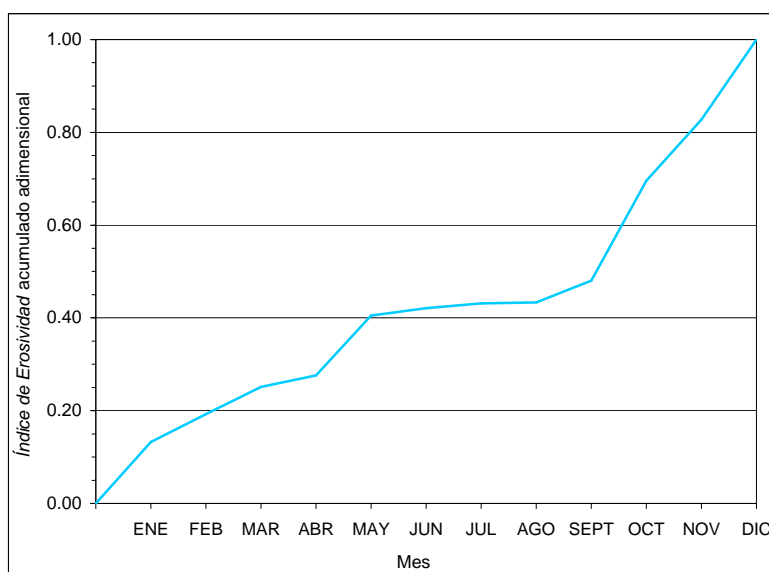


Figura 6.16 – Distribución anual del índice de erosividad de la lluvia acumulada y adimensional, para la serie de años 1992-2004.

Con respecto a la caracterización del régimen de lluvia de la zona de estudio, su patrón de distribución durante las 24 horas de un día es otro de los datos que es necesario introducir en el editor de *AnnAGNPS*, presentándose como bastante importante en el cálculo del caudal punta ocurrido en un determinado día. Esto se comprende porque la información climática que es suministrada al modelo, particularmente la lluvia, es diaria, y por lo tanto la forma patrón de distribución de la precipitación a lo largo de 24 horas es decisivo para el cálculo de la magnitud del caudal punta ocurrido en ese hipotético día. De los patrones de distribución de la lluvia previstos en el modelo *AnnAGNPS* y válidos para los *EE.UU.*, se han considerado los cuatro que contemplan las condiciones climáticas de la generalidad del territorio portugués, a saber:

- Tipos *I* y *IA* – válidos para los climas marítimos de la costa del Pacífico, con inviernos húmedos y veranos secos, o sea parecidos al clima de tipo mediterráneo;
- Tipo *III* – válido para el golfo del México y costa del Atlántico;
- Tipo *II* – válido para el resto del área de los *EE.UU.*.

La representación gráfica de estos cuatro patrones de distribución de la precipitación a lo largo de 24 horas se puede observar en la Figura 6.17. Por la forma de las curvas se deduce que las tormentas más capaces de causar fenómenos erosivos importantes están relacionadas con el patrón Tipo *II*, o sea en el que la lluvia se reparte en menos horas del día; al contrario, el patrón Tipo *IA* es el que ocasiona tormentas menos intensas, con tendencia a una distribución uniforme de la lluvia a lo largo de las 24 horas.

A cada uno de los patrones de distribución de la lluvia válidos para los *EE.UU.* corresponden coeficientes de regresión entre el ratio $Ia/P24$ y el caudal punta que originan, que están tabulados en la documentación técnica del modelo *AnnAGNPS* (Bingner y Theurer, 2005) y que forman parte de su base de datos. Los datos de precipitación horaria usados para este estudio han sido los de la estación meteorológica más cercana a la cuenca de estudio (5 km), y también cercana de la *ESACB* (15 Km). Esta estación meteorológica, Ladoeiro-14N/02, que en la Figura 6.17 aparece con la designación de *IDANHA*, es una estación automática que se encuentra bajo la responsabilidad del *Instituto del Agua* de Portugal y cuya disponibilidad *on-line* de los datos es asegurada por el *Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos*.

Del conjunto total de datos de precipitación horaria, relativos a la serie de años 2001-2005, a efectos del estudio del patrón de distribución de la precipitación en 24 horas y de acuerdo con el criterio en que se basó el desarrollo de las curvas patrón válidas para los *EE.UU.* (*USDA-NRCS*, 1986), hemos seleccionado los días en que han ocurrido tormentas con una duración de mínimo 1.7 del *tiempo de concentración* de la cuenca, que es 5 horas, de lo que resultan tormentas con una duración de más de 8.5 horas. Dado que los coeficientes de regresión relacionados con cada una de las distribuciones patrón de la lluvia sirven para calcular el caudal punta de un determinado día en el que ha ocurrido un cierto volumen de precipitación, nos ha parecido razonable incluir otro criterio de selección de los días lluviosos para este ejercicio, que fue elegir los días que, además de cumplir el anterior criterio, han originado puntas de caudal significativas en la sección de control de la cuenca de estudio. De esta selección han resultado cinco días con una media de 25.14 mm de precipitación diaria, que se entiende como un valor

relativamente elevado y susceptible de originar crecidas importantes. Hecha la media de precipitación ocurrida en cada hora del día y transformados los valores en fracción de la unidad, han resultado los valores relacionados con la curva identificada como *IDANHA*, en la Figura 6.17. De la observación de la curva se puede concluir que claramente se relaciona con la curva patrón *IA* válida para las regiones de los *EE.UU.* con clima del tipo mediterráneo. Por la proximidad a la curva *IA*, no nos parece necesario proceder a un estudio más profundizado para la determinación de los coeficientes de regresión referidos anteriormente, quedando aceptada la curva *IA* para las condiciones de lluvia de la cuenca de estudio.

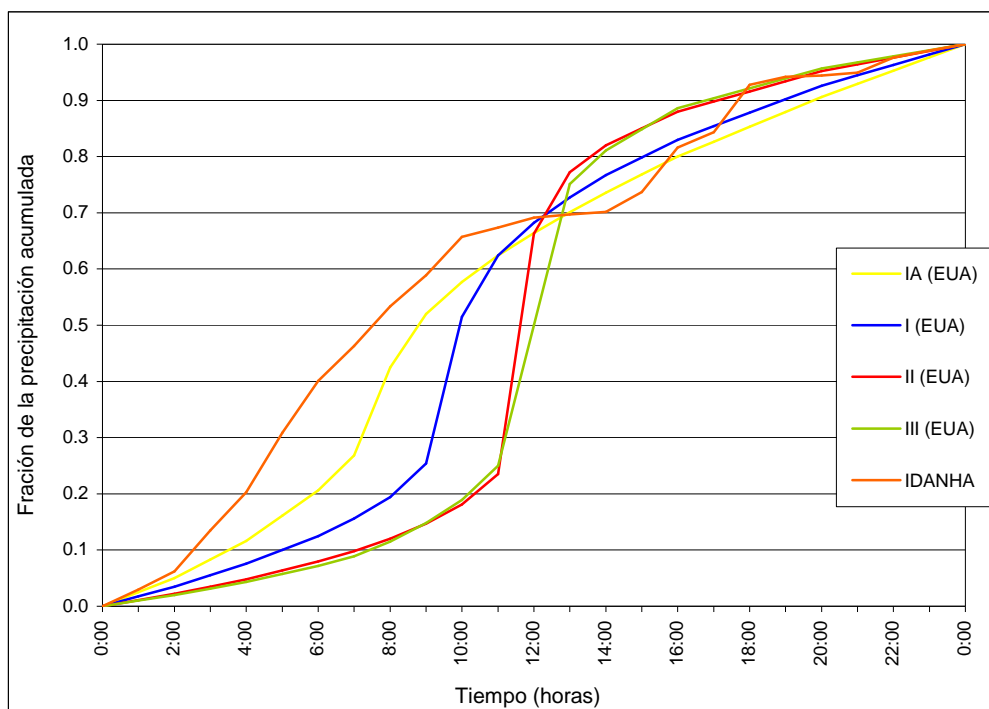


Figura 6.17 – Patrones de distribución de la lluvia en 24 horas, válidos para los *EE.UU.* (*IA, I, II, III*) y para la zona de estudio (*IDANHA*).

Para el cálculo de la precipitación máxima ocurrida en 24 horas para un período de retorno de 2 años, dato que es necesaria introducir en el fichero climático del modelo *AnnAGNPS*, se ha seguido la metodología del ajuste de *Gumbel* (*Gumbel, 1958*). Se han usado 31 datos de precipitación máxima ocurrida en 24 horas en cada año de la serie 1973-2003, relativos a la estación meteorológica de Castelo Branco, que han conducido a un valor de 31.15 mm. En el ANEXO 6.3 se presentan los valores y los cálculos en que se basa la obtención del valor de precipitación máxima.

6.4.2.2. Parámetros del suelo

Tomando como base el mapa de suelos de la Figura 3.10, elaborada según la metodología descrita en la sección 3.2.1. de este documento, y a efectos de determinación de los parámetros del suelo necesarios al *Editor* de datos del modelo *AnnAGNPS*, fueron definidas diez unidades-suelo y localizados

diez puntos de toma de muestras de suelo representativos de la zona de cada unidad-suelo, tal como se puede constatar en la Figura 6.18.

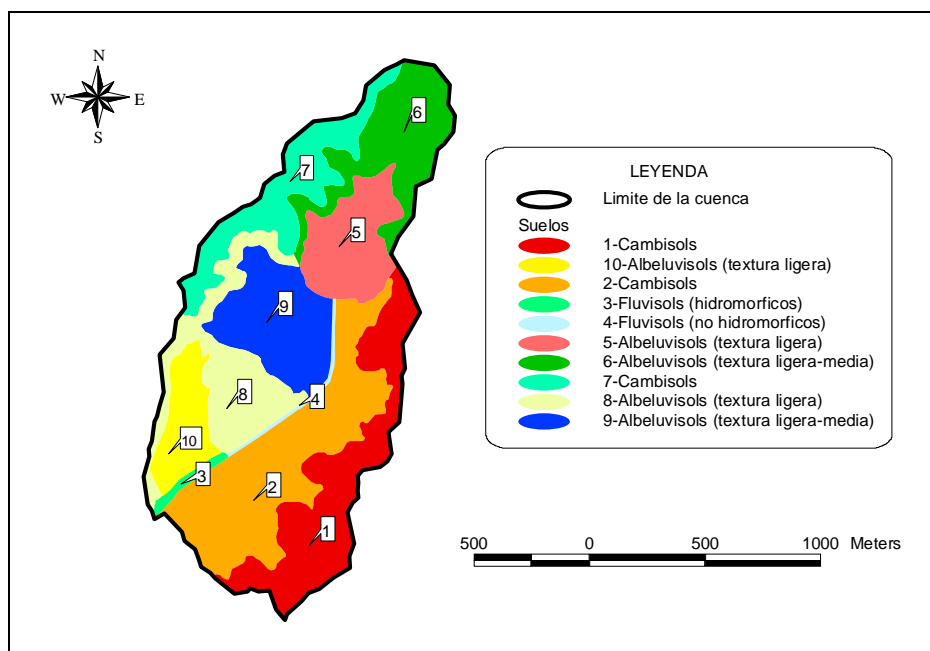


Figura 6.18 – Categorías de suelos existentes en la cuenca de estudio (nomenclatura de la FAO) y localización de los sitios de toma de muestras que han servido para su caracterización, con vista al Editor de datos del modelo AnnAGNPS.

Los suelos que aparecen en la cuenca de estudio presentan perfiles donde no se destacan claramente los diferentes horizontes, y se detecta una capa impermeable a una profundidad que varía entre 30 y 40 cm. Estas características han sido mencionadas en descripciones existentes de perfiles y en algunos perfiles observados en el campo, y se deben a causas pedogenéticas (iluvitación de arcilla) y aprovechamiento agrícola intenso (operaciones de laboreo). Visto esto, optamos por recoger muestras de suelo a una profundidad hasta más o menos 20 cm (horizonte A), y a una profundidad representativa de la parte restante hasta la capa impermeable (horizonte B). Este procedimiento anticipa un poco lo que hace el modelo AnnAGNPS; las características de cada horizonte del suelo son introducidas en el editor de datos, y después el modelo AnnAGNPS hace una ponderación de las características hasta una profundidad de 21 cm, y para la parte restante del perfil hasta la profundidad de un horizonte impermeable o de un sustrato rocoso. Las muestras de suelo se analizaron en el Laboratorio de Suelos y Fertilidad de la Escuela Superior Agraria de Castelo Branco, y los resultados se recogen en la Tabla 6.6, resultados necesarios para introducirlos en el editor de AnnAGNPS y para el cálculo de otras características. En el ANEXO 6.4 se adjuntan las hojas del Laboratorio de Suelos y Fertilidad de la ESACB, donde se registran los valores de las características de los suelos.

Tabla 6.6 – Características de los horizontes de los suelos de la cuenca de estudio evaluadas en laboratorio.

SUELO	ELEMENTOS GRUESOS (%)	TIERRA FINA (%)	ANÁLISIS MECÁNICO				DESIGNACIÓN DE TEXTURA	pH (H ₂ O)	MATERIA ORGÁNICA (%)	SATURACIÓN DE BASES (%)	CAPACIDAD DE CAMBIO CATIONICO (meq (100 g) ⁻¹)
			Arena Gruesa (%)	Arena fina (%)	Limo (%)	Arcilla (%)					
			1A	42	58	57,59					
1B	43	57	55,38	16,24	12,86	15,52	Franca Arenosa	5,1	0,55	5	3,980
2A	46	54	48,30	24,37	15,21	12,12	Franca Arenosa	5,3	1,04	7	3,125
2B	47	53	49,87	21,71	15,70	12,72	Franca Arenosa	4,9	0,72	2	2,865
3A	40	60	63,75	15,21	10,92	10,12	Franca Arenosa	5,2	1,43	12	2,650
3B	42	58	58,95	20,77	9,36	10,92	Franca Arenosa	5,4	0,55	6	1,965
4A	45	55	60,22	19,90	9,36	10,52	Franca Arenosa	5,7	1,74	23	2,300
4B	47	53	62,69	18,80	8,19	10,32	Franca Arenosa	5,4	0,74	4	6,305
5A	15	85	44,17	29,07	13,84	12,92	Franca Arenosa	6,4	1,31	16	7,680
5B	17	83	38,59	33,65	14,04	13,72	Franca Arenosa	7,3	0,90	17	6,915
6A	33	67	53,01	22,23	13,84	10,92	Franca Arenosa	7,0	1,72	20	4,915
6B	37	63	48,01	20,47	15,60	15,92	Franca Arenosa	6,9	0,62	12	5,650
7A	46	54	54,69	19,33	13,06	12,92	Franca Arenosa	4,9	1,26	9	2,805
7B	51	49	49,11	19,57	15,40	15,92	Franca Arenosa	5,0	0,82	3	3,640
8A	45	55	67,28	11,09	11,31	10,32	Franca Arenosa	5,5	0,63	17	2,330
8B	42	58	57,70	9,70	12,28	20,32	Franca Arcilla Arenosa	5,7	0,49	15	9,275
9A	36	64	41,77	32,05	13,06	13,12	Franca Arenosa	5,8	0,77	25	5,565
9B	35	65	42,60	32,03	13,45	11,92	Franca Arenosa	6,5	0,65	22	4,025
10A	29	71	45,61	23,62	13,45	17,32	Franca Arenosa	5,8	1,26	13	10,740
10B	44	56	43,28	25,16	13,84	17,72	Franca Arenosa	5,9	1,11	15	7,575

En el *Laboratorio de Suelos y Fertilidad* de la ESACB fueron evaluadas las características de los suelos que figuran en la Tabla 6.6 de acuerdo con las técnicas que referimos a continuación.

- ◆ *Elementos gruesos y tierra fina* – categorías granulométricas separadas con una criba de malla de 2.0 mm;

- ◆ *Análisis mecánico* – categorías granulométricas de la tierra fina separadas en arena gruesa, arena fina, limo y arcilla, por el método de la *Pipeta de Robinson (USDA-SCS, 1972a)*;

- ◆ *Designación de textura* – usando el diagrama del *Departamento de Agricultura de EE.UU. (USDA-SCS, 1951)*;

- ◆ *pH* – lectura con auxilio de un electrodo funcionando por potenciometría, con preparación previa de 10 g de suelo disuelto en 25 ml de agua destilada con agitación ocasional.

- ◆ *Contenido de materia orgánica* – determinando el carbono orgánico y después convirtiendo en materia orgánica, por el método de *Walley-Black (Allison, 1965)*;

- ◆ *Saturación de bases y capacidad de cambio catiónico* – determinados por el método de *Schollenberger modificado (Balsa, 1993)*.

A las características recogidas en la tabla anterior, evaluadas en el laboratorio, se añadieran las que figuran en la Tabla 6.7, también necesarias en la alimentación del editor de datos del modelo *AnnAGNPS*. Las características de los suelos de la cuenca que siguen han sido establecidas por observaciones en el campo, por valores tabulados en la bibliografía relacionada con esta temática o calculadas con base en las características de la Tabla 6.6.

Tabla 6.7 – Características de los horizontes de los suelos de la cuenca de estudio, observadas en campo y inferidas a través de características evaluadas.

SUELO	ALBEDO	PROFUND. IMPERM. (mm)	FACTOR K (RUSLE)	GRUPO HIDROLOGICO DEL SUELO (CURVE NUMBER)	CODIGO DE LA ESTRUCTURA DEL SUELO (AnnAGNPS)	DENSIDAD APARENTE (< 2mm) (g (cm3) ⁻¹)	CAPACIDAD DE CAMPO (cm ³ (cm ³) ⁻¹)	PUNTO DE MARCHIT. (cm ³ (cm ³) ⁻¹)	CONDUTIVIDAD HIDRAULICA SATURADA (cm hora ⁻¹)
1A	0,20		0,030		2	1,55	0,18	0,10	3,001
1B		300	0,032	B	1	1,61	0,19	0,11	4,465
2A	0,20		0,042		1	1,57	0,19	0,10	5,073
2B		300	0,036	B	2	1,60	0,18	0,10	4,765
3A	0,23		0,026		1	1,54	0,18	0,10	10,081
3B		350	0,031	B	1	1,64	0,15	0,09	10,878
4A	0,20		0,028		1	1,51	0,19	0,11	11,348
4B		350	0,027	B	2	1,60	0,15	0,09	4,055
5A	0,15		0,039		2	1,52	0,20	0,11	5,775
5B		400	0,041	C	3	1,57	0,19	0,11	5,197
6A	0,15		0,029		2	1,50	0,20	0,11	6,539
6B		400	0,029	C	3	1,59	0,20	0,12	3,290
7A	0,20		0,031		1	1,55	0,19	0,11	6,642
7B		350	0,032	B	2	1,58	0,20	0,12	3,388
8A	0,23		0,024		1	1,63	0,16	0,09	7,959
8B		300	0,028	B	1	1,59	0,21	0,14	1,925
9A	0,15		0,043		2	1,59	0,18	0,10	4,390
9B		400	0,040	C	3	1,61	0,17	0,10	5,689
10A	0,20		0,032		2	1,51	0,22	0,13	3,045
10B		350	0,030	C	3	1,53	0,22	0,13	2,550

Concretando lo que hemos referido arriba, las características de los suelos presentes en la Tabla 6.7 han sido establecidas por las metodologías que se refieren a continuación.

◆ *Albedo de la superficie del suelo* – para las condiciones de superficie de cada suelo, particularmente el color, valores tabulados en Rosenberg *et al.* (1983);

◆ *Profundidad de un horizonte impermeable* – fundamentada por descripciones anteriores de los mismos suelos o de suelos parecidos y validada la información con prospecciones de campo;

◆ *Factor K, o de erodibilidad del suelo, de la ecuación RUSLE* – con base en algunas de las características de la Tabla 6.6, se ha seguido el proceso de cálculo explicitado en Wischmier y Smith (1978), y que se presenta a continuación:

$$K = \frac{0,277 \times M^{1,14} \times 10^{-4} \times (12 - MO) + 0,428 \times (be - 2) + 0,329 \times (ce - 3)}{100} \quad (6.24)$$

donde:

M – (% de limo+arena fina)×(100-% de arcilla);

MO - % de materia orgánica;

be – clase de estructura (1, 2, 3, 4):

- 1 – granulosa muy fina;
- 2 – granulosa fina;
- 3 – granulosa media a grosera;
- 4 – laminar o sin agregados;

ce – clase de permeabilidad (1, 2, 3, 4, 5, 6):

- 1 – elevada (12.5 – 25.0 cm h⁻¹);
- 2 – elevada a moderada (6.2 – 12.5 cm h⁻¹);
- 3 – moderada (2.0 – 6.2 cm h⁻¹);
- 4 – moderada a baja (0.5 – 2.0 cm h⁻¹);
- 5 – baja (0.12 – 0.5 cm h⁻¹);
- 6 – muy baja (<0.12 cm h⁻¹).

◆ *Grupo hidrológico del suelo (método Curve Number)* – de acuerdo con la clase de textura del suelo, que en gran parte determina la tasa mínima de infiltración obtenida en condiciones prolongadas de saturación y traducida por la conductividad hidráulica saturada, se han establecido los valores de la Tabla 6.7 con base en la información presente en *USDA-SCS* (1985);

◆ *Código de la estructura del suelo* – es un dato de código de las condiciones de agregación del suelo válido a efectos de simulación con el modelo *AnnAGNPS* (Bingner y Theurer, 2005);

◆ *Densidad aparente, capacidad de campo, punto de marchitamiento y conductividad hidráulica saturada* – estas características se refieren a las relaciones del suelo con el agua, en lo que respecta a su retención y movimiento. Considerando que este estudio se realiza a la escala de cuenca, y que la gran variabilidad espacial de las características de los suelos determinaría un trabajo muy prolongado en el tiempo en evaluaciones más concretas (Pachepsky *et al.*, 2003), hemos calculado la densidad aparente y la conductividad hidráulica saturada utilizando funciones presentes en Rawls y Brakensiek (1989), y la capacidad de campo y el punto de marchitamiento con ecuaciones presentes en Rawls *et al.* (1992). Para el cálculo de estas propiedades hidráulicas de los suelos, aquellos autores llegaron a buenos coeficientes de regresión relacionando la cuantificación de las propiedades hidráulicas formulada por otros autores con características del suelo más fáciles de evaluar, tales como textura, materia orgánica y características de la arcilla. Además West y Bosch (1998) hacen notar que los datos de suelos derivados de descripciones de perfiles no son muy fiables a efectos de prever la degradación del suelo, especialmente cuando se usan modelos de simulación.

Las ecuaciones para el cálculo de la capacidad de campo y del punto de marchitamiento son:

$$CC = 0,2576 - (0,0020 \times Ar) + (0,0036 \times Ac) + (0,0299 \times MO) \quad (6.25)$$

donde:

- CC* – capacidad de campo (cm³ (cm³)⁻¹);
- Ar* – porcentaje de arena;
- Ac* – porcentaje de arcilla;
- MO* – porcentaje de materia orgánica.

$$PM = 0,0260 + (0,005 \times Ac) + (0,0158 \times MO) \quad (6.26)$$

donde:

- PM* – punto de marchitamiento (cm³ (cm³)⁻¹).

La densidad aparente, conociéndose el porcentaje de arena, arcilla y materia orgánica y la capacidad de cambio catiónico, y de acuerdo con Rawls y Brakensiek (1989), se calcula con la formula:

$$DA = 1,51 + (0,0025 \times Ar) - (0,0013 \times Ar \times MO) - (0,0006 \times Ac \times MO) - (0,0048 \times Ac \times (CCC / Ac)) \quad (6.27)$$

donde:

DA – densidad aparente ($\text{g (cm}^3\text{)}^{-1}$);

CCC – capacidad de cambio catiónico de la arcilla (meq (100g)^{-1}).

La densidad aparente puede convertirse en porosidad usando la expresión:

$$\phi = \frac{(2,65 - DA)}{2,65} \quad (6.28)$$

donde:

ϕ - porosidad (fracción de volumen).

Dado que los elementos gruesos presentes en el suelo afectan la porosidad y como consecuencia la conductividad hidráulica, aquella puede ser ajustada siguiendo los pasos propuestos por Brakensiek *et al.* (1986).

$$FVS = 1 - \frac{VEG}{100} \quad (6.29)$$

donde:

FVS – fracción del volumen del suelo sin elementos gruesos;

VEG – volumen de los elementos gruesos.

$$VEG = \frac{(MEG / 2,65) \times 100}{((100 - MEG) \times DA) + (MEG / 2,65)} \quad (6.30)$$

donde:

MEG – % de la masa de los elementos gruesos.

Es necesario proceder a otra corrección de la porosidad, que esta relacionada con la parte de aquella que puede ser rellenada con aire en el proceso de desecación del suelo:

$$FPA = \frac{1,0 - (3,8 + 0,00019 \times Ac^2) - (0,337 \times Ar) + (0,126 \times CCC \times Ac) + (MO \times (Ar / 200)^2)}{100} \quad (6.31)$$

donde:

FPA – fracción de la porosidad que puede ser rellenada con aire.

Con vistas al cálculo de la conductividad hidráulica saturada del suelo, hay que calcular el contenido de agua residual.

$$\theta_r = \frac{(0,2 + (0,1 \times MO) + (0,25 \times Ac \times CCC^{0,45})) \times DA}{100} \quad (6.32)$$

donde:

θ_r – contenido de agua residual (fracción de volumen).

Después de esta secuencia de cálculos, que en una hoja de cálculo es relativamente sencilla, se calcula la conductividad hidráulica saturada.

$$K_{sat} = 0,00035 \times \frac{(\phi \times FPA - \theta_r)^3}{(1 - \phi \times FPA)^2} \times \left(\frac{DA}{\theta_r}\right)^2 \times CI^2 \quad (6.33)$$

donde:

K_{sat} – conductividad hidráulica saturada (cm h⁻¹);

CI – factor de cálculo de la conductividad hidráulica;

y

$$CI = 0,17 + (0,181 \times Ac) - (0,00000069 \times Ar^2 \times Ac^2) - (0,00000041 \times Ar^2 \times (100 - Ar - Ac)^2) + (0,000118 \times Ar^2 \times DA^2) + (0,00069 \times Ac^2 \times DA^2) + (0,000049 \times Ar^2 \times Ac) - (0,000085 \times (100 - Ar - Ac) \times Ac^2) \quad (6.34)$$

6.4.2.3. Cultivos y operaciones agrícolas

A cada parcela de la cuenca corresponde un determinado tipo de uso donde se hacen ciertas intervenciones humanas, siendo identificadas por un código definido por el usuario para que el modelo *AnnAGNPS* las reconozca. Los datos relativos a las prácticas agrícolas en las parcelas se introducen continuamente para el funcionamiento del modelo, concretamente:

- ✧ operaciones agrícolas (de laboreo, siembra, abonado, tratamientos con plaguicidas, riego y cosecha);
- ✧ fecha de cada operación agrícola;
- ✧ cantidades de recurso usadas (de abono, de pesticida, de agua);
- ✧ equipos usados en cada operación.

Para auxiliar este trabajo, se han elaborado hojas sencillas para registrar la información facilitada por los agricultores, o bien obtenida por observación directa de lo que pasa en las parcelas. Alguna información que los agricultores no tienen presente se inquiriere a los técnicos que normalmente venden los productos y a otros técnicos de la zona regable. En el ANEXO 6.5 se presentan ejemplos de estas hojas debidamente rellenas, relativas a las operaciones de los cultivos, al pastoreo y a la práctica del riego. Esta información es complementada con una cobertura en *ArcView* de todos los usos de la cuenca. Cada uno de los usos es identificado y georeferenciado para que el modelo pueda relacionar la información de los usos con las operaciones culturales, y con todos los otros parámetros que intervienen en la simulación. El trabajo de georeferenciación se hace con el auxilio de equipo *GPS (Global Position System)*,

recorriendo los límites de cada uso en el terreno y anotando o almacenando las coordenadas, pasando después esta información a *ArcView* para la elaboración de la cobertura de usos.

6.4.2.4. Levantamiento de la red de drenaje estable

La red de drenaje estable fue levantada topográficamente con el objetivo de servir como información base sobre la configuración hidrológica de la cuenca. No existiendo información precisa relativamente a la red de cauces estables existentes en el área de estudio, fue necesario recorrer toda la red de drenaje hasta donde era evidente la estabilidad, registrándose las coordenadas con auxilio de un aparato *GPS* (*GeoExplorer3 da Trimble*) a medida que se avanzaba en los cursos de los cauces. El equipo *GPS* fue usado en el campo con la recepción de señales y triangulación de por lo menos cinco satélites, siendo los registros corregidos posteriormente (*corrección diferencial*) con datos captados por una estación fija, con auxilio de *software* propio (*GPS Pathfinder Office*). Los datos de campo recogidos con el equipo *GPS*, en formato *raster*, se validaron después a partir de un ortofotomapa de la zona de estudio. El *software* mencionado permitió también exportar los datos, corregidos y validados, al formato *shapefile*, para poder ser utilizados en un *SIG* (*ArcView*) y compatibilizados con otros datos generados en el mismo ambiente. Importa mencionar que la evidencia de la estabilidad de la red de drenaje era menos clara en las áreas con intervención de prácticas agrícolas, particularmente las operaciones de laboreo. Para una mayor certeza en el trazado de la red de drenaje estable, recurrimos a la colaboración de los agricultores que nos informaron, por ejemplo, que un cierto cauce evidenciaba estabilidad hasta un determinado punto, antes de las operaciones de laboreo. La observación de las líneas de escurrimiento resultantes del riego también aportó alguna información para este trabajo. Con la conjugación de todos los elementos observados en el campo y usando alguna racionalidad, fue posible elaborar el trazado de los cauces estables (Figura 6.19)

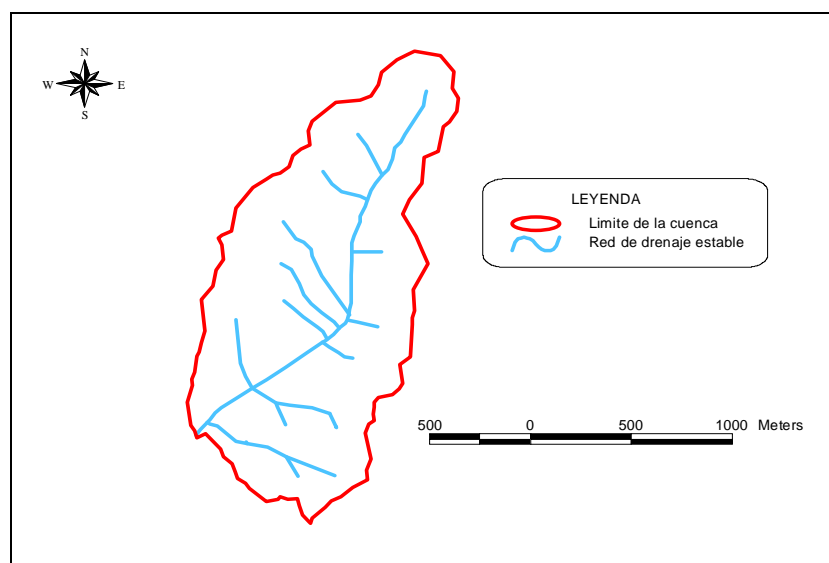


Figura 6.19 – Trazado de la red de drenaje estable de la cuenca de estudio.

6.4.3. Edición de los datos de entrada del modelo

La edición de los datos de la cuenca en el modelo *AnnAGNPS* relativos a varias categorías de los mismos se hizo con auxilio de un programa en código de programación *Visual Basic (Input Editor)* (Bingner *et al.*, 1998). Completada la edición de los datos que se aplican a cada situación particular, este fichero se transforma en un fichero de texto con extensión *.INP* (por defecto *AnnAGNPS.INP*), que funciona para el modelo como una matriz de valores que va a ser usada en la simulación de los procesos que ocurren en la cuenca. En el ANEXO 6.6 presentamos el fichero de los datos de entrada que fue usado en las simulaciones de la cuenca de estudio. Los datos climáticos, como una de las categorías de datos, se pueden importar al *Input Editor* a partir de un fichero previamente hecho, pero no forma parte del fichero que va efectivamente a ser usado por el modelo *AnnAGNPS*. Por su independencia de los otros datos de la cuenca y por la extensión de los registros, los datos meteorológicos son tomados por el modelo a partir de un fichero de texto separado (por defecto *Dayclim.INP*). Los registros meteorológicos obedecen a una disposición específica, figurando en su inicio algunos datos de la cuenca (longitud, latitud y altitud media), códigos relativos a los datos (por ejemplo sistema de unidades), datos estadísticos (precipitación máxima ocurrida en 24 horas con período de retorno de 2 años) y fechas de inicio y fin de los registros. En la parte restante del fichero climático se suceden los registros diarios de las siguientes variables meteorológicas: temperatura máxima, temperatura mínima, precipitación, temperatura de rocío, porcentaje de cielo cubierto, velocidad media del viento y dirección media del viento. En el ANEXO 6.7 presentamos la primera página del fichero de los datos meteorológicos que fue usado en las simulaciones.

Ha sido nuestra preocupación en la construcción del fichero climático, considerando la variabilidad meteorológica que ocurre en los diferentes eventos, establecer un compromiso entre la disponibilidad de registros de las variables que interesaban y la proximidad de la estación meteorológica a la cuenca de estudio. Así, fueron usados preferentemente los datos de la estación meteorológica de *RIBEIRO DE FREIXO* bajo la responsabilidad del *Instituto de Meteorologia (Ministério da Ciencia, Tecnologia e Ensino Superior)*, y que dista de la cuenca de estudio 6.9 Km (Figura 6.20). En ausencia esporádica de datos o ausencia de medición de alguna variable en aquella estación, se tomaron los datos de las estaciones de *COUTO DA VÁRZEA* (automática) bajo la responsabilidad de la *Direcção Regional de Agricultura da Beira Interior (Ministerio da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas)*, que queda a la distancia de 10.8 Km de la cuenca, y de la estación meteorológica de *LADOEIRO* (automática) bajo la responsabilidad del *Instituto da Agua (Ministerio do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional)*, y que dista de la cuenca 8.5 Km.

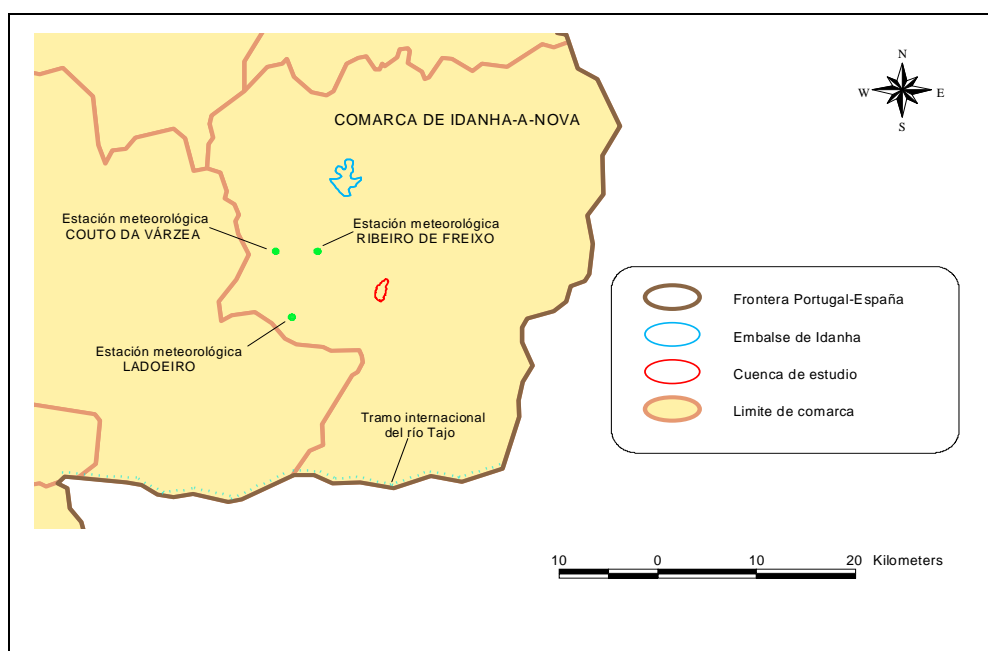


Figura 6.20 – Localización de las estaciones meteorológicas de *RIBEIRO DE FREIXO*, *COUTO DA VÁRZEA* y *LADOEIRO*, en la comarca de Idanha-a-Nova.

En el ANEXO 6.6 explicamos las secciones del *Input Editor (version 3.51)* del modelo *AnnAGNPS* que se aplican a la cuenca de estudio refiriendo algunas particularidades de cada una, así como nuestra selección de los parámetros. En el mismo ANEXO 6.6, en una impresión del fichero de entrada que fue usado para las simulaciones, es posible ver todos los valores de los parámetros que se aplican a la cuenca de estudio.

6.4.4. Comparación entre resultados observados y simulados por el modelo *AnnAGNPS*

6.4.4.1. Escorrentía

La escorrentía fue la variable observada con más seguridad, ya que los caudales fueron medidos de forma continua según una técnica fiable. Los demás datos en observación, nitrógeno, sedimentos y conductividad eléctrica, son de alguna forma consecuencia de la escorrentía, por lo que sería importante tener datos de la escorrentía observada y simulada tan próximos cuanto posible, salvaguardando algunas limitaciones del modelo *AnnAGNPS*.

Los valores observados y simulados por períodos registrados en la Tabla 6.8, evidencian diferencias notables en las dos estaciones de lluvias en análisis. La constatación de volúmenes de escorrentía observados francamente mayores que los simulados es debida en gran parte a que el modelo *AnnAGNPS* no simular la escorrentía de base (Bingner y Theurer, 2005), que demostró tener importancia en esta cuenca. Nótese que el porcentaje de escorrentía simulada con relación a la observada tiene valores semejantes en las dos estaciones de lluvias, o sea 54.3% en la estación 2004/2005 y 57.4% en la estación

2005/2006. Sin embargo, en las dos estaciones de riego los volúmenes de escorrentía observados y simulados son bastante similares, repartiéndose la escorrentía total por la escorrentía superficial, que normalmente ocurre por la pendiente del terreno y por tasa de infiltración del suelo menor que la tasa de aplicación del agua, y por la escorrentía subsuperficial que ocurre en presencia de una capa impermeable de los suelos de la cuenca.

Tabla 6.8 – Comparación entre los valores de escorrentía observados y simulados, para los periodos de tiempo en análisis.

PERIODOS DE TIEMPO EN ANALISIS	ESCORRENTÍA (m ³)	
	Observado	Simulado
RIEGO/2004	68008	71108
LLUVIA/2004-2005	198132	107504
RIEGO/2005	10420	10067
LLUVIA/2005-2006 (hasta 31/12/2005)	128105	73514
TOTAL	404665	262193

La observación de la Figura 6.21 permite de una forma algo más evidente percibir que *AnnAGNPS* no considera la escorrentía de base, lo que hace que las curvas tengan la misma tendencia pero desarrollándose en niveles diferentes.

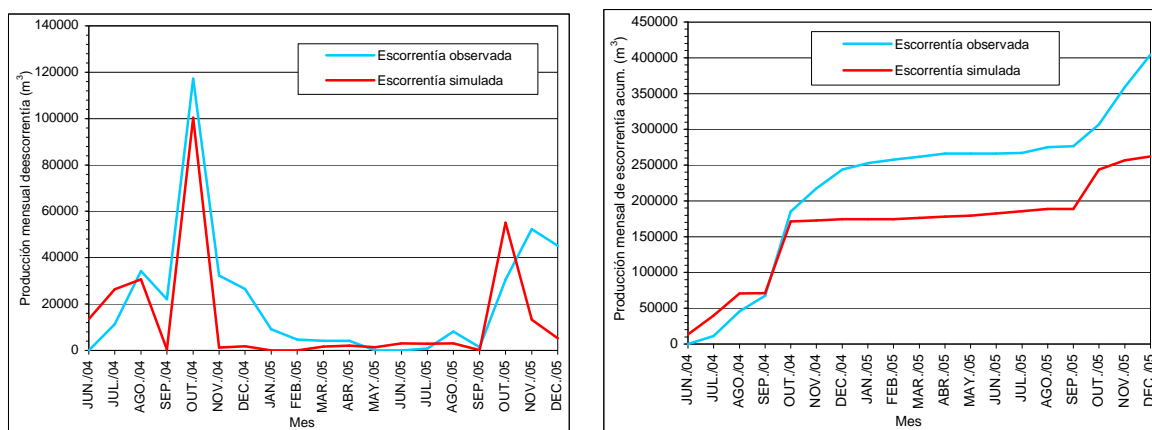


Figura 6.21 - Comparación entre la producción mensual de escorrentía observada y simulada, no acumulada y acumulada, en la cuenca de estudio.

Para una análisis más fundamentada del comportamiento del modelo *AnnAGNPS*, frente a los resultados observados, se exploran en las gráficas de la Figura 6.22 períodos más cortos, donde es posible atender a algunos pormenores en lo que respecta a la simulación de la escorrentía en las estaciones de lluvia y de riego.

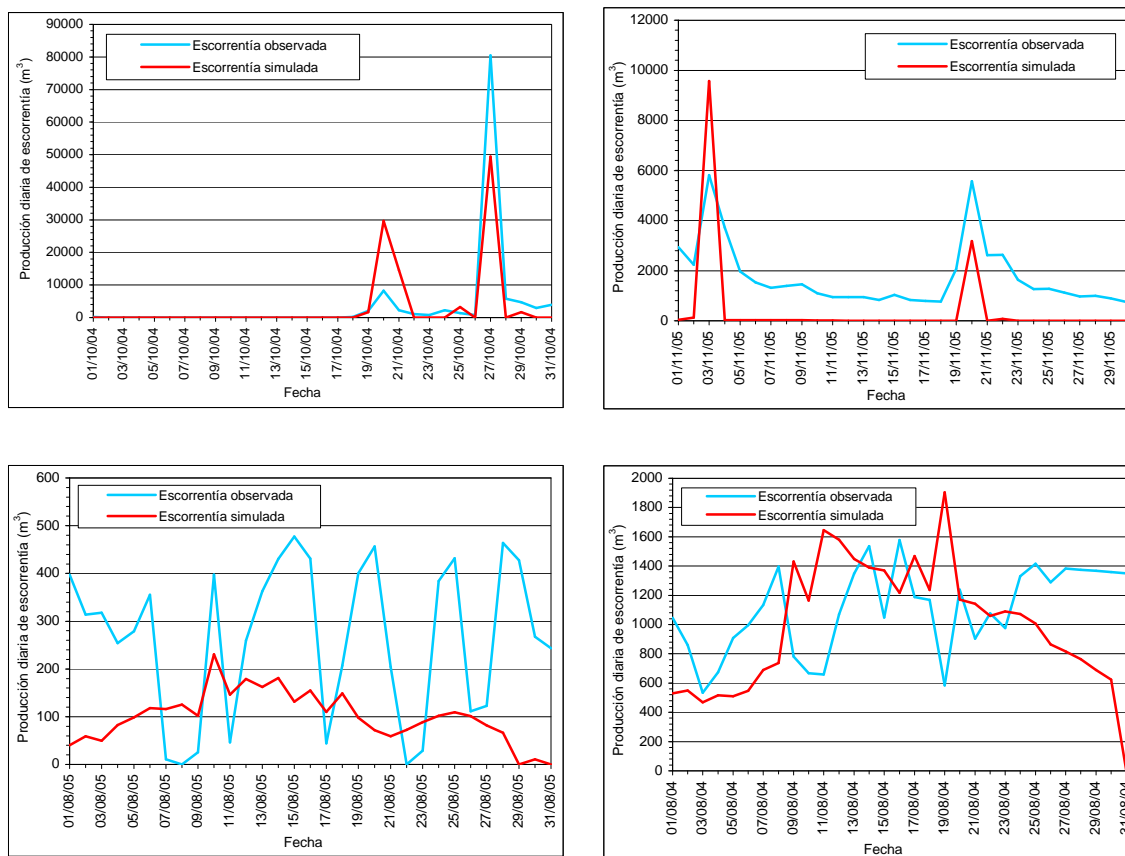


Figura 6.22 - Comparación entre la producción diaria de escorrentía observada y simulada en la cuenca de estudio, por períodos cortos incluidos en las estaciones de lluvia y riego.

Deteniendo la atención en las gráficas de la Figura 6.22 referentes a los períodos de las estaciones de lluvias (las dos superiores), resulta claro que las respuestas del modelo *AnnAGNPS* a los eventos punta de escorrentía son similares a las que se observaron en la cuenca de estudio, aunque con amplitudes más o menos diferentes. Sí se observa con más claridad la incapacidad del modelo para simular la escorrentía de base. En lo referente a las estaciones de riego, la observación de las correspondientes gráficas nos dice que las oscilaciones de la escorrentía simulada no son tan acentuadas como las de la escorrentía observada, siendo esto más evidente en la estación de riego de 2005. Durante el período de la gráfica en la estación de riego de 2005, las oscilaciones en los volúmenes de agua que entran la cuenca son del orden de 200 m³, mientras que en los volúmenes de agua drenada se observan oscilaciones de cerca de 400 m³.

6.4.4.2. Sedimentos

La producción de sedimentos depende de la escorrentía superficial directa, o sea del número de eventos pluviométricos con intensidad suficiente para originarla (Lal *et al.*, 1999). En el modelo *AnnAGNPS* se supone que los eventos de riego no son suficientemente intensos para causar erosión del suelo, exceptuando el proceso de riego por surcos abiertos al final, en el que ocurren caudales capaces de arrancar y transportar los sedimentos para afuera de las parcelas (Bingner y Theurer, 2005). Dado que los métodos de riego practicados en la cuenca de estudio son únicamente de aspersión, la Tabla 6.9 no

registra producción simulada de sedimentos en las dos campañas de riego. No obstante, tampoco la producción de sedimentos observada es muy elevada, habiendo, sin embargo, una diferencia grande entre las dos campañas motivada por una reducción significativa de la escorrentía en la campaña de riego de 2005. En lo que respecta a la estación de lluvias, se puede observar en la Tabla 6.9 que en la estación 2004/2005 los valores observados y simulados fueron bastante próximos; la producción de sedimentos simulada fue 91.6% de la observada. No ocurrió lo mismo en la estación de lluvias de 2005/2006, en que la producción de sedimentos simulada fue solamente 53.3% de la observada. Esta diferencia probablemente fue debida a que algunas recogidas de muestras de agua fueron hechas próximas al caudal punta originado por tormentas más o menos intensas. Como los valores puntuales de la concentración de contaminantes se consideran válidos para todo el día, influenciando también los días siguientes si no se efectuaban muestreos de agua, esto comporta una sobreestimación de la producción de sedimentos observados en estos períodos, que puede ser suficiente para explicar esta diferencia.

Tabla 6.9 – Comparación entre los valores de sedimentos observados y simulados, para los periodos de tiempo en análisis.

PERIODOS DE TIEMPO EN ANALISIS	SEDIMENTOS (ton)	
	Observado	Simulado
RIEGO/2004	1.245	0.000
LLUVIA/2004-2005	8.297	7.598
RIEGO/2005	0.063	0.000
LLUVIA/2005-2006 (hasta 31/12/2005)	11.512	6.136
TOTAL	21.117	13.734

Además de las consideraciones anteriores, los valores de producción de sedimentos de la Tabla 6.9 son valores relativamente bajos para la extensión de esta cuenca (DeBarry, 2004), tanto en relación a los resultados observados, como en relación a los simulados. Sin embargo, estos valores bajos de producción de sedimentos deben ser interpretados en el contexto de la cuenca de estudio, particularmente:

- ↳ el efecto de las pozas hechas para disminuir la escorrentía en las parcelas de riego, y que se mantienen con alguna eficiencia en la estación de lluvias;
- ↳ residuos de los cultivos, de invierno y de riego, permaneciendo en las parcelas hasta los próximos cultivos;
- ↳ 27% del área de la cuenca de estudio (58.6 ha) no es cultivada, presentando una cobertura que dificulta el arranque y transporte de partículas del suelo;
- ↳ área de cereales de invierno reducida (30.6 ha en 2004/2005 y 18.1 ha en 2005/2006), de las cuales se espera que sean arrastrados la grande parte de los sedimentos pues al permanecer descubiertas en los meses de lluvia hace que ésta sea más agresiva;
- ↳ inexistencia de cárcavas, que pueden contribuir a pérdidas de suelo muy significativas (Casalí *et al.*, 1999), y incluso representar una proporción elevada de las pérdidas totales (Casalí *et al.*, 2000).

Respecto a la evolución de la producción de sedimentos (Figura 6.23), el análisis es semejante al hecho para la escorrentía. Las mayores diferencias que se pueden observar fueron en la campaña de riego de 2004 y en los meses de noviembre y diciembre de 2005, que hacen que las curvas, a pesar de tener desarrollos similares, terminen en valores bastante diferentes.

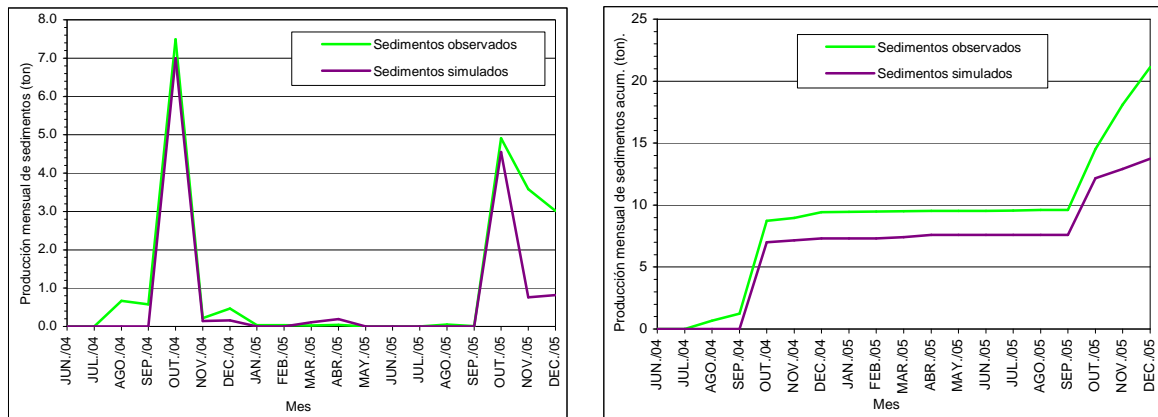


Figura 6.23 - Comparación entre la producción mensual de sedimentos observada y simulada, no acumulada y acumulada, en la cuenca de estudio.

De la primera gráfica de la Figura 6.23 destacamos dos períodos más cortos para percibir mejor cómo es la producción diaria de sedimentos simulada frente a la observada, resultando las gráficas de la Figura 6.24. La tendencia de la curva de producción de sedimentos simulada es la misma que la de la observada, que a su vez sigue, como es esperable, la tendencia de la curva de escorrentía en los eventos hidrológicos de punta. Nótese que no siempre a una escorrentía mayor que la observada, corresponde mayor producción simulada de sedimentos; véanse las punta de escorrentía simulada (Figura 6.22) de 20/10/2004 y 03/11/2005 y las tasas de producción de sedimentos originadas en las mismas fechas (Figura 6.24). Esta es una constatación que puede deberse a un error de interpolación de los valores de producción de sedimentos observada al basarse en recogidas puntuales de agua, que pueden sobre valorar o subvalorar el verdadero valor y tornar menos rigurosa la comparación con la producción simulada de sedimentos.

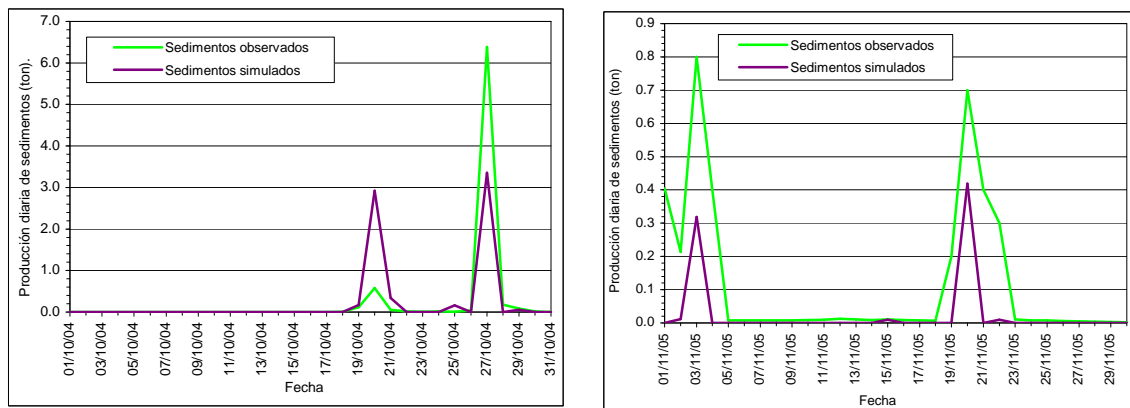


Figura 6.24 - Comparación entre la producción diaria de sedimentos observada y simulada en la cuenca de estudio, por períodos cortos incluidos en las estaciones de lluvia.

6.4.4.3. Nitrógeno

El nitrógeno tiene una dinámica diferente a la de los sedimentos en la cuenca, dado que, siendo soluble, es transportado tanto con la escorrentía superficial y subsuperficial directa, como con la escorrentía de base, y ello con cualquier caudal. Con la lectura de la Tabla 6.10, se puede afirmar que los resultados observados y simulados no presentan ninguna convergencia. La diferencia entre los valores observados y simulados en la campaña de riego de 2004 puede en parte ser explicada por la fecha a partir de la cual se empezaron a tomar las muestras de agua, o sea el 26/07/2004. El nitrógeno simulado, a pesar de que el gran volumen de fertilizaciones se hizo en julio, continuó con valores elevados en agosto y parte de septiembre. La carga de nitrógeno observada no fue muy elevada en este periodo final del riego, pudiendo durante el mes de julio haberse producido importantes transportes de nitrógeno que no fueran controlados, y que podrían aproximar más los valores observados y simulados. En el periodo de la estación de lluvia de 2004/2005, los valores observados y simulados por el modelo *AnnAGNPS* son más semejantes, y está relacionado con la capacidad del modelo para simular el ciclo del nitrógeno que se quedó en las parcelas después del riego y que no fue absorbido por las plantas; cuando ocurren los primeros eventos hidrológicos es arrastrada gran parte de este nitrógeno que quedó en el suelo.

El balance global del nitrógeno en la cuenca en el período de análisis (ANEXO 5.1), conduce a los siguientes valores:

- valores observados (a partir de 26/07/2004) – de 6493 kg de nitrógeno entrado en la cuenca, son producidos y arrastrados 662 kg (10.2%);

- valores simulados (a partir 12/06/2004) – de 18334 kg de nitrógeno entrado en la cuenca, son producidos y arrastrados 3480 kg (19.0%).

Aunque sea elevada la diferencia entre los valores de eficiencia de aplicación del nitrógeno con relación al perdido de la cuenca con la escorrentía, hay estudios que registran valores semejantes, al más bajo y al mayor (French *et al.*, 2006; Pieterse *et al.*, 2003; Frink, 1991).

Tabla 6.10 – Comparación entre los valores de nitrógeno observados y simulados, para los periodos de tiempo en análisis.

PERIODOS DE TIEMPO EN ANALISIS	NITRÓGENO (kg)	
	Observado	Simulado
RIEGO/2004	98	733
LLUVIA/2004-2005	331	437
RIEGO/2005	38	1436
LLUVIA/2005-2006 (hasta 31/12/2005)	195	874
TOTAL	662	3480

Después de analizados los valores de la Tabla 6.10, sería de esperar que las curvas que reproducen la evolución de la producción de nitrógeno observada y simulada presentasen un desarrollo bastante diferente, siendo esto lo que se observa en las gráficas de la Figura 6.25.

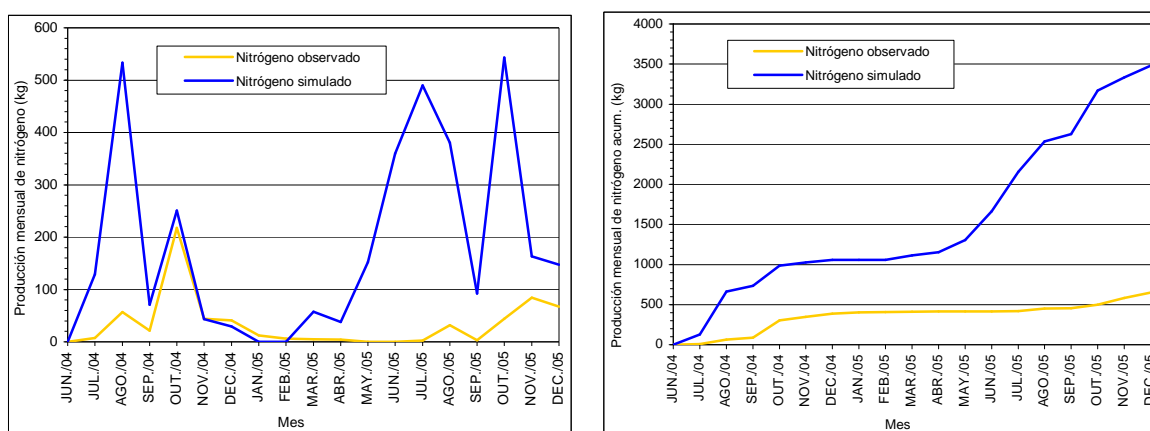


Figura 6.25 - Comparación entre la producción mensual de nitrógeno observada y simulada, no acumulada y acumulada, en la cuenca de estudio.

Considerando la diferencia entre resultados observados y simulados en el periodo de análisis, sobretudo en la campaña de riego de 2005, algunas razones pueden ser plausibles para explicar esta diferencia. Desde luego lo relacionado con las muestras de agua, particularmente la aproximación de tomar una muestra de agua y tornarla representativa de todo el día merece alguna reserva. También el procedimiento de interpolar los valores de concentración de nitrógeno en los días en que no hay recolecciones de muestras de agua no será del todo adecuado, porque algunos arrastres puntuales pasarán por la sección de control de la cuenca sin que sean medidos. También se puede cuestionar el rigor del método de evaluación de la concentración de nitrógeno en el agua; sin embargo, no nos parece que sea esta la principal razón de esta discrepancia entre los valores observados y simulados. Por último, por supuesto parte de la escasa similitud entre los dos conjuntos de datos hay que achacarla a que las aproximaciones usadas en el modelo *AnnAGNPS* no se adecuen a las condiciones de la cuenca, o, en sentido más amplio, a las condiciones de este sistema de agricultura. Después de la corrección de otras limitaciones y en el caso de la persistencia de esta divergencia entre los datos observados y simulados, como perspectiva futura de trabajo, se podrá proceder a una calibración del modelo con relación a la producción y arrastre de nitrógeno. Todo esto refuerza la necesidad de, en el futuro, instalar sensores de control del nitrógeno con suficiente rigor y su registro continuo.

En las gráficas de la Figura 6.26 se muestra de forma más pormenorizada cómo es la evolución diaria de la producción de nitrógeno, observada y simulada, en períodos de la estación de lluvias y de riego, octubre de 2004 y agosto de 2005 respectivamente. En las mismas gráficas también se dibujan las curvas de la escorrentía simulada, por su efecto en el transporte del nitrógeno simulado, y del volumen de agua de precipitación/riego, por su efecto en la disolución del nitrógeno. La primera gráfica de la Figura 6.26 (octubre/2004) muestra que el modelo *AnnAGNPS* responde a los eventos de escorrentía simulada de amplitud diferente con cantidades similares de nitrógeno arrastrado, o sea con concentraciones diferentes en el agua. Esto sugiere que el nitrógeno existente en el suelo se encuentra distribuido en su perfil estando

la capa superficial parcialmente lixiviada, siendo el transporte del nitrógeno poco influenciado por la escorrentía, que en los eventos presentes es mayoritariamente superficial. Las concentraciones diferentes de nitrógeno en el agua serán motivadas por volúmenes diferentes de precipitación, que ocasionan disoluciones diferentes de aquel contaminante (Sparks, 1995). La interpretación de la segunda gráfica de la Figura 6.26, referente a un período de la estación de riego (agosto/2005), merecen algunos comentarios acerca de la producción y arrastre de nitrógeno simulada y observada:

- presencia, supuesta por el modelo, de cantidades apreciables de nitrógeno en el suelo que no es absorbido por las plantas, resultantes de fertilizaciones cuya mayor parte fueron hechas en el mes de julio;
- gran sensibilidad de la producción y arrastre de nitrógeno simulada relativamente al volumen de agua de riego, o sea con influencia en su disolución;

- el modelo simula el transporte del nitrógeno una vez disuelto en el agua, incluso con volúmenes bajos de escorrentía, o sea con concentraciones elevadas en el agua; véase lo que pasó el día 30/08/2005 en que la escorrentía simulada fue de 11 m³ y el arrastre de nitrógeno de 7.2 kg, lo que corresponde a una concentración de nitrógeno de 654 mg l⁻¹;

- la idea expresada ya anteriormente de que el modelo *AnnAGNPS* simula cantidades de nitrógeno arrastradas bastante mayores que las observadas. Un factor que puede contribuir a este comportamiento es que los coeficientes de absorción de nitrógeno sacados de la literatura, así como el fraccionamiento de su absorción en el ciclo de los cultivos, no son los más adecuados en estas condiciones climáticas, donde elevadas tasas de evapotranspiración en julio y agosto probablemente aumentarían las tasas de absorción del nitrógeno.

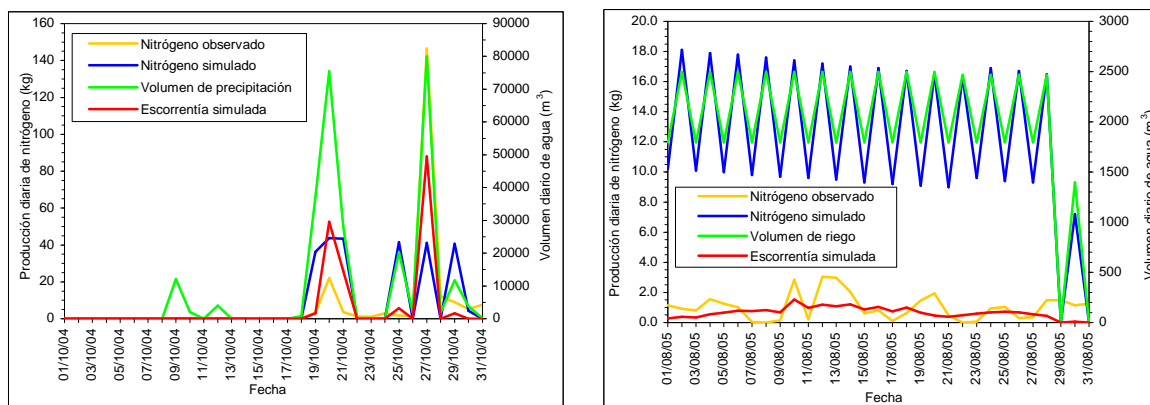


Figura 6.26 - Comparación entre la producción diaria de nitrógeno observada y simulada en la cuenca de estudio, por períodos cortos incluidos en las estaciones de lluvia y de riego.

6.4.5. Distribución espacial de la escorrentía y contaminantes en la cuenca

El análisis de la distribución espacial de la escorrentía y contaminantes en la cuenca de estudio se hace con relación a los datos simulados por celdas, ya que teníamos solamente un punto de observación y toma de muestras de agua localizado en la sección de control de la cuenca. En la elaboración de las figuras que siguen se han establecido para todas las variables en análisis seis intervalos de variación de los datos.

6.4.5.1. Escorrentía

Una primera constatación al observar la Figura 6.27, es que se distinguen perfectamente dos zonas de producción de escorrentía en la cuenca: una donde se genera poca escorrentía ($0-40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) que corresponde a la parte no cultivada de la cuenca (58.6 ha); otra, que constituye la restante área de la cuenca (130.4 ha), ocupada por cultivos diversos, donde se produce una escorrentía más elevada ($41-140 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) escalonada en varios intervalos de variación. La variación de la escorrentía en la parte cultivada de la cuenca depende de la topografía del terreno, de la forma de revestimiento del suelo y de sus características intrínsecas.

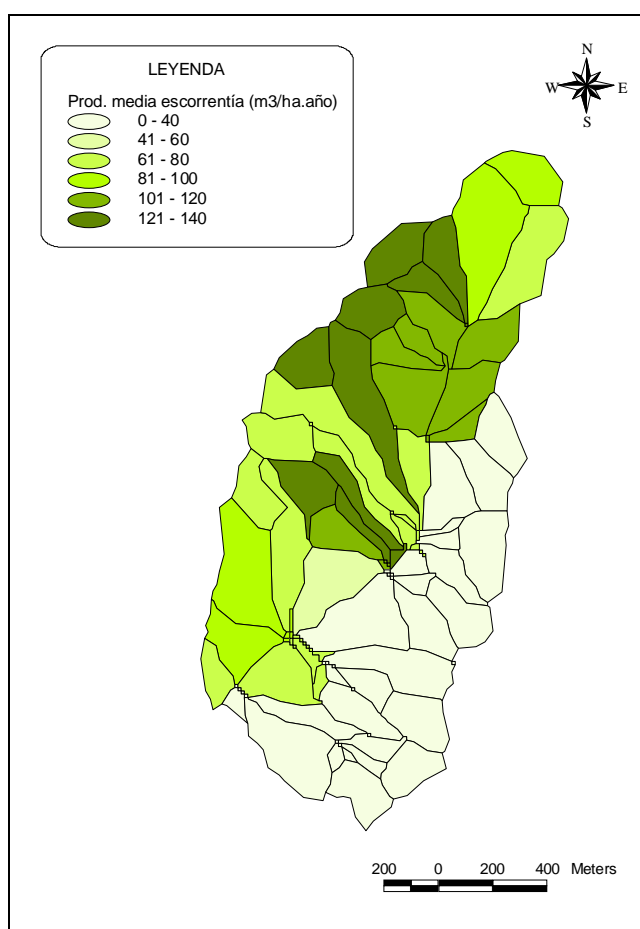


Figura 6.27 – Distribución espacial de la producción media de la escorrentía en las celdas de la cuenca de estudio.

Particularizando algunas situaciones en el área cultivada, nótese que la única celda que presenta la segunda clase más baja de la escorrentía media es porque el uso agrícola más representativo de esta celda es pastizal y el terreno es prácticamente llano. La parte más elevada de la cuenca, localizada al norte, es la que tiene una producción media de escorrentía mayor, ya que es una zona de agricultura intensiva y donde se dan las mayores pendientes; exceptuase el área de las celdas más a norte que es una zona de altiplano. En la parte media de la parte cultivada de la cuenca, algunas celdas también presentan

escorrentía elevada por unidad de área y de tiempo. El uso del suelo es semejante al de la parte norte de la cuenca y no es una zona muy accidentada, por lo que la mayor escorrentía simulada se debe a las características de los suelos, que son de textura más fina y consecuentemente con infiltración más lenta.

6.4.5.2. Sedimentos

Una apreciación global de la producción media de sedimentos en la cuenca de estudio, por observación de la Figura 6.28, permite afirmar que la generalidad de la cuenca no está prácticamente expuesta a los procesos de erosión hídrica, exceptuando un número reducido de celdas. En éstas, uno de los usos principales son los cultivos de invierno (avena), donde, durante los meses de precipitaciones más abundantes, el suelo se queda expuesto a la agresividad de la lluvia. La comparación de las Figuras 6.27 y 6.28 , permite concluir que no hay una correlación entre volumen medio de escorrentía y tasa media de producción de sedimentos en la generalidad de las celdas de la cuenca. Aunque tiene influencia en el proceso erosivo, el volumen medio de escorrentía no es el factor determinante, sino otros factores como la cobertura del suelo a lo largo del año, especialmente durante los meses de concentración de la precipitación, o la ocurrencia de más o menos tormentas con capacidad erosiva.

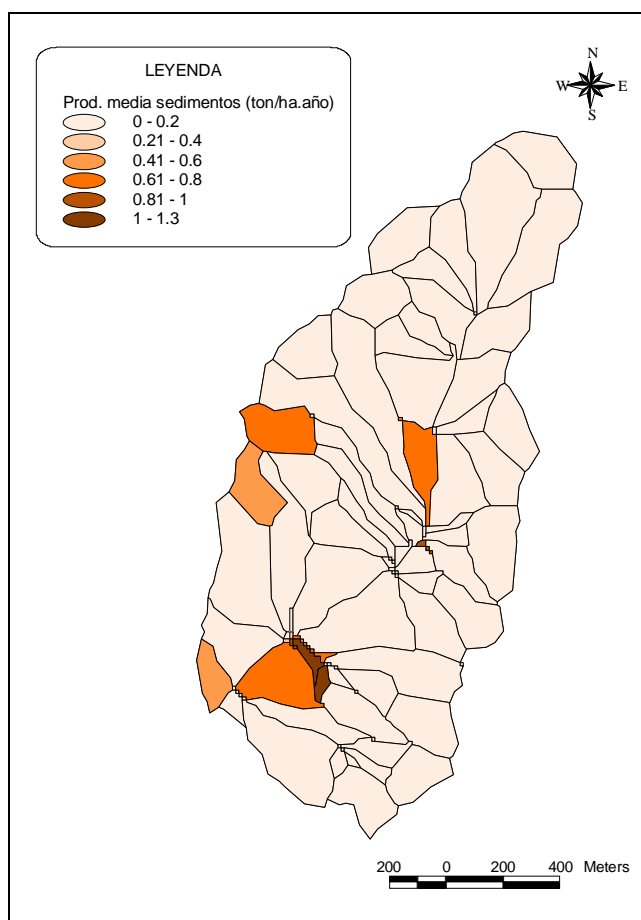


Figura 6.28 – Distribución espacial de la producción media de sedimentos en las celdas de la cuenca de estudio.

6.4.5.3. Nitrógeno

También con relación al nitrógeno, la observación de la Figura 6.29 permite la división de la cuenca en dos zonas perfectamente distintas: una referente a la zona no cultivada, donde no hay prácticamente producción y arrastre de nitrógeno, y otra donde ocurren producciones variables de aquel contaminante, de acuerdo con el nivel de aplicación de fertilizantes nitrogenados de los cultivos y de otros condicionantes menos importantes (Delgado *et al.*, 1999). Comprensiblemente, con relación al nitrógeno se encuentra una correlación mayor entre la producción media de este contaminante y la producción media de escorrentía (Figuras 6.27 y 6.29), dado que el nitrógeno, siendo muy soluble, es arrastrado con toda la escorrentía. La parte norte de la cuenca registra una producción media de nitrógeno relativamente elevada (25.1-30.0 kg ha⁻¹ año⁻¹), sobre todo en dos celdas en que hubo maíz en las campañas de riego 2004 y 2005 con aplicaciones importantes de abonos nitrogenados. El nivel de aplicación de nitrógeno en los cultivos de riego en la parte media y baja de la cuenca es menos intenso y por eso originó producciones menores de aquel contaminante. Sin embargo, hay en la parte baja de la cuenca algunas celdas que presentan valores elevados de producción de nitrógeno (20.1-25.0 kg ha⁻¹ año⁻¹), en las cuales se cultivó avena y tabaco. Esto se debió a que en la estación de lluvias de 2004/2005 hubo un evento de lluvia bastante intenso (27/10/2004), que originó un evento hidrológico también intenso y que coincidió con las fertilizaciones nitrogenadas de la avena en estas parcelas.

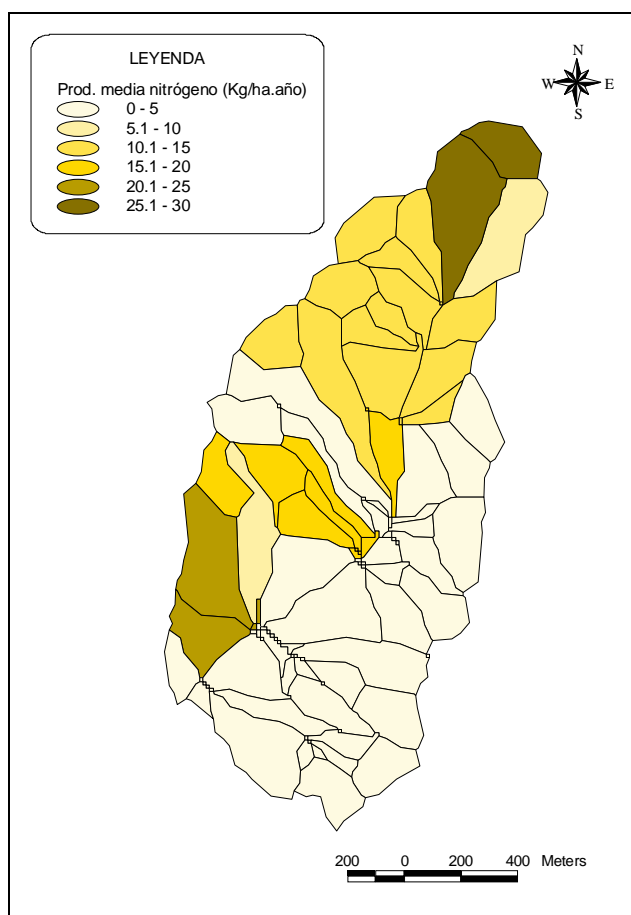


Figura 6.29 – Distribución espacial de la producción media de nitrógeno en las celdas de la cuenca de estudio.

6.6. Conclusiones

Una vez marcados los objetivos de este estudio y delineada la metodología a seguir, se ha analizado la información disponible para identificar un modelo de simulación conveniente a dichos objetivos. De este trabajo de selección y comprensión del modelo *AnnAGNPS*, y de su aplicación a las condiciones de la cuenca de estudio, resultan las siguientes conclusiones.

✓ El proceso cuidadoso de selección de un modelo de simulación, de entre una gran variedad de modelos hidrológicos, muestra que tienen que estar bien presentes los objetivos del estudio y las condiciones de la cuenca, para seleccionar el modelo más adecuado a la realidad que se pretende simular.

✓ El modelo *AnnAGNPS* reúne a priori las capacidades que se requieren considerando los objetivos de este trabajo, presentando un buen compromiso entre la relativa simplicidad, a lo que contribuye la interfaz *ArcView* usada, y el rigor de las aproximaciones usadas en los procesos simulados; es decir, es suficientemente riguroso en la simulación, sin ser demasiado complicado para el usuario. Además, ningún modelo se adapta a la perfección a las condiciones de un determinado estudio, por lo que conviene tener presente las limitaciones más significativas del modelo seleccionado, y en qué medida tendrán influencia en la simulación.

✓ Lo que era apuntado en la bibliografía como uno de los inconvenientes del modelo *AnnAGNPS*, o sea la gran variedad de información necesaria para el funcionamiento, se confirmó durante el trabajo de determinación y edición de los datos de entrada del modelo, aunque, sin embargo, puede ser atenuado si se disponen de buenas bases de datos (clima, suelos, topografía, cultivos, etc.).

✓ Se deben usar las capacidades de cada modelo para configurar convenientemente la cuenca, desde el punto de vista topográfico e hidrológico, teniendo siempre como base de comparación alguna característica observada con criterio en la cuenca. Para eso se torna importante la existencia de una buena información topográfica para la construcción de un *DEM* con una adecuada resolución vertical, que debe estar relacionada con el área que se pretende estudiar. El impacto del uso de un *DEM* con resolución más o menos detallada en la división de la cuenca en subcuencas y en los parámetros topográficos e hidrológicos relacionados, y por extensión en la simulación de los procesos de contaminación difusa, puede ser significativo.

✓ Para esta área de estudio (190 ha), el *DEM* con resolución vertical de 5 m no es suficientemente detallado para contemplar la totalidad de la red de drenaje estable, incluso con una selección adecuada del par de valores *CSA/MSCL*, por lo que es recomendable el uso de un *DEM* con resolución más fina. La red de drenaje estable generada con base en el *DEM* con resolución vertical de 1 m se aproxima a la red de drenaje observada en la zona de estudio, por lo que no es necesario usar información topográfica más detallada.

✓ En la ausencia de una estación meteorológica en la cuenca de estudio, el trabajo de reunir los datos meteorológicos necesarios para el funcionamiento del modelo *AnnAGNPS* se ha revelado como uno de los trabajos más tediosos en el relleno del editor de datos, teniéndose que conjugar datos de varias estaciones meteorológicas localizadas en la proximidad de la cuenca de estudio.

✓ La proximidad de los datos de la escorrentía observada en la estación hidrológica, como la variable observada con más seguridad en la cuenca, y la escorrentía simulada, salvando diferencias relacionadas con procesos hidrológicos que el modelo *AnnAGNPS* no simula, deja buenas indicaciones como herramienta de previsión de la hidrología de esta cuenca y puede por tanto continuarse su utilización en el estudio de esta cuenca.

✓ Esta proximidad entre datos observados y simulados no ocurre en lo referente a los sedimentos, y menos en el caso del nitrógeno, quedándose la duda de que las diferencias más o menos significativas sean debidas a limitaciones del modelo o de la metodología usada para obtener los datos observados. Lo más probable es que sea una conjugación de ambas causas, lo que apunta a la necesidad de implementación de un esquema experimental de registro continuo de datos relativos a los sedimentos y el nitrógeno.

✓ Los volúmenes de escorrentía drenados de la cuenca son similares a otros observados en otras cuencas de extensión similar, así como los *rendimientos hídricos* correspondientes. Lo mismo se puede afirmar con relación al nitrógeno, pues la producción media tampoco es diferente de la constatada en otros estudios (Pieterse *et al.*, 2003). Y con relación a los sedimentos, son notorias las pequeñas tasas de producción y arrastre de sedimentos, resultados que deben ser interpretados en el contexto del buen uso de la cuenca desde un punto de vista de la erosión hídrica del suelo.

✓ Con relación a la distribución espacial de la escorrentía, claramente se deduce que la topografía del terreno y la cobertura del suelo, consecuencia de las prácticas agrícolas usadas, son los factores que más influyen el volumen de escorrentía por unidad de área y de tiempo. Así, la parte adhesada de la cuenca registró volúmenes de escorrentía bastante bajos, al contrario de la parte norte de la cuenca, donde hay pendientes más elevadas y prácticas agrícolas más intensivas.

✓ Como consecuencia de la naturaleza del nitrógeno y de la forma como es arrastrado con la escorrentía, la distribución de la masa de este contaminante por unidad de área y de tiempo se muestra bastante similar, o más concretamente dependiente, de la distribución espacial de la escorrentía. Esta relación no se evidencia en lo relativo a los sedimentos, ya que este contaminante es arrastrado, no con la totalidad de la escorrentía, sino con la que tiene energía suficiente para arrancarlos y transportarlos, o sea con la relacionada con las tormentas erosivas (Wischmeier y Smith, 1978).

7.

CONCLUSIONES FINALES Y PERSPECTIVAS DE DESARROLLO FUTURO

7.1. Conclusiones finales

La combinación del trabajo de campo durante los períodos de medida con la revisión de la literatura sobre la contaminación hídrica difusa de origen agrícola, y con el examen de modelos de simulación concebidos para el análisis de este tipo de contaminación, han revelado la complejidad del movimiento de agua, sedimentos y agroquímicos en cuencas agrícolas de regadío. Sin embargo, la observación minuciosa de estos procesos, apoyada en principios agronómicos e hidrológicos conocidos, nos ha servido para interpretar las relaciones entre manejo de los cultivos, hidrología y la cantidad y calidad de los flujos de retorno. Hay que destacar además la predisposición de los agricultores para colaborar en este tipo de estudios.

Las características del clima mediterráneo, con otoños e inviernos lluviosos y veranos muy secos, en los que el riego es imprescindible para asegurar altos rendimientos, hacen que exista una diferencia notable en cómo se producen los flujos de retorno en otoño/invierno y primavera/verano, cuando el agua procede predominantemente de la lluvia y del riego, respectivamente. La mayor parte de la escorrentía y del arrastre de sedimentos ocurre durante eventos de lluvia intensos y de corta duración. En términos relativos, el riego prácticamente no produce erosión. Fue posible discernir de como el contenido de humedad del suelo, y comportamiento hidrológico asociado del suelo, tiene una influencia decisiva en la magnitud de las situaciones pico. El modelo hortoniano de escorrentía superficial domina el comportamiento hidrológico de esta pequeña cuenca durante los eventos hidrológicos más significativos. La mayor parte del nitrógeno exportado de la cuenca escapa con la escorrentía producida por el riego, pero aquí queda la incertidumbre de cuánto de ese nitrógeno procede de los fertilizantes aplicados a los cultivos de regadío. La complejidad de los procesos hidrológicos que ocurren en la cuenca impide que existan relaciones simples entre caudal de escorrentía y concentración de sedimentos, sales y nitrógeno, sobre todo cuando predomina la escorrentía de base. Durante las crecidas registradas se constató que la concentración de sedimentos aumenta linealmente con el caudal, mientras que la concentración de sales, cuando disponibles en el suelo, disminuye con el aumento del caudal. En términos generales, la carga

acumulada de nitrato y sales está relacionada con el volumen acumulado de escorrentía y la carga de nitrógeno amoniacal y sedimentos depende de la ocurrencia de eventos con escorrentía elevada.

En cualquier caso, las concentraciones de agroquímicos en el agua de escorrentía no alcanzan niveles que indiquen que la actividad agrícola de regadío en la cuenca estudiada sea un problema preocupante desde el punto de vista medioambiental. No obstante, el abandono de la actividad agrícola que ha ocurrido en la cuenca durante los años de análisis, y que refleja un proceso general en la zona regable, e incluso podría decirse en Portugal, reduce notablemente la carga de los flujos de retorno.

La metodología de estudio, distinta a la clásica experimental, ha demostrado que la recopilación sistemática de la información sobre las prácticas agrícolas, los suelos y sus usos, el clima, la red hidrográfica, y su análisis integral conjugado con las medidas de flujos en una estación hidrológica a la salida de la cuenca es la vía para profundizar en el efecto contaminante de la agricultura de regadío y, en un paso posterior, establecer protocolos de buenas prácticas agrícolas.

El modelo *AnnAGNPS* es a priori una herramienta que reúne las características que pueden hacerla útil para la simulación y la predicción de la contaminación difusa originada por la actividad agrícola en cuencas de regadío. Los principios en los que se basa el modelo guardan equilibrio entre los fundamentos teóricos y la funcionalidad. La aplicación del modelo a la cuenca de estudio ha demostrado que la escorrentía puede llegar a simularse con precisión razonable. Para ello hace falta contar con un modelo digital de elevación del terreno que cumpla con un mínimo de resolución. Seguramente la calibración de los parámetros relacionados con la escorrentía mejoraría la precisión de sus predicciones. La simulación de la erosión y el transporte de sedimentos también indica que, tras un proceso de calibración, el modelo tendría suficiente capacidad predictiva. La simulación de los flujos de nitrógeno es claramente inadecuada. La simulación de la distribución espacial de la escorrentía, erosión y contaminantes, es uno de los productos del modelo que más juego puede dar para establecer buenas prácticas agrícolas adaptadas a las características de cada cuenca, pero la precisión de estas simulaciones espacialmente distribuidas habrá que mantenerla en duda hasta que los procesos hidrológicos se simulen con suficiente precisión a la escala de la cuenca. La distribución espacial de la escorrentía se relaciona claramente con la topografía del terreno y la cobertura del suelo, consecuencia de las prácticas agrícolas usadas, planteándose como los factores que más influyen el volumen de escorrentía por unidad de área y de tiempo. Dada la naturaleza del nitrógeno y la forma como es arrastrado, la distribución de la masa de este contaminante por unidad de área y de tiempo se muestra dependiente de la distribución espacial de la escorrentía. Esta relación no es evidente en lo relativo a los sedimentos, ya que este contaminante es arrastrado, no con la totalidad de la escorrentía, sino con la que tiene energía suficiente para arrancarlos y transportarlos, o sea con la relacionada con los eventos erosivos (Wischmeier y Smith, 1978).

Así y todo, *AnnAGNPS* tiene limitaciones intrínsecas debidas al tipo de ambiente en el que se desarrolló (ambientes no de regadío y en general húmedos). Por ejemplo, la evapotranspiración la simula de modo inadecuado cuando los cultivos cubren el suelo sólo parcialmente o cuando sufren déficit hídrico, y no simula ni la percolación profunda ni la escorrentía de base. Estas limitaciones y la clara incapacidad para simular el flujo del nitrógeno nos llevan a recomendar el desarrollo de un modelo que se adapte mejor a las condiciones del regadío mediterráneo.

7.2. Perspectivas de desarrollo futuro

Durante el desarrollo de un estudio como este, múltiples veces surgen ideas interesantes de poner en práctica, que, por cuestión de oportunidad, quedan como promesas para investigación futura. También se aclara que, siendo este un campo de investigación aplicada, sería gratificante percibir que la investigación pudiera contribuir a la innovación de las prácticas de los destinatarios. Sería también importante congregarse la participación de varias instancias locales o regionales, como por ejemplo las comunidades de regantes, para que el ejercicio de investigación no se quede aislado y alejado del interés de la comunidad (Wagner, 2005).

Lo más inmediato en la continuación de este trabajo de investigación debe ser lo que se ha revelado como limitación en el presente estudio:

- ↳ Se plantea como necesario una estación meteorológica automática completa localizada dentro de la cuenca de estudio.

- ↳ Es indispensable continuar las medidas de flujo en la estación hidrológica y hacer registros continuos de todas las variables que lo permitan (conductividad eléctrica, nitratos, turbidez) y, una vez el conjunto de datos sea suficientemente grande, proceder a la calibración del modelo *AnnAGNPS*.

Además de dotar los estudios futuros de los equipos necesarios, otras líneas de investigación particularmente necesarias en el ámbito de la creciente conciencia de conservación de la calidad de los recursos hídricos son:

- ↳ Estudios como este serán necesarios para estandarizar normas de calidad ecológica del agua que lleven al cumplimiento de la *Directiva Marco del Agua* desde el ámbito de la agricultura de regadío. La calidad ecológica del agua es relacionada con la función del agua como *habitat* de seres vivos. En este ámbito, el efecto que pueda tener una determinada carga contaminante en una cuenca y en una fecha hay que interpretarlo junto a las características bióticas aguas abajo de esta cuenca y su variación a lo largo del año. Entonces se podrán definir indicadores ambientales de evaluación de recursos hídricos y sus usos.

- ↳ En un escenario de cambio del uso del suelo, motivado por las nuevas políticas agrarias y probablemente por nuevas tarifaciones del agua, es interesante continuar estudiando los efectos en la calidad y cantidad de la escorrentía generada en la cuenca. También es esperable que las recientes alteraciones climáticas tengan impactos en las tasas de erosión del suelo y en la calidad del agua drenada de las cuencas (Nearing *et al.*, 2004; Hatfield y Prueger, 2004). La monitorización de cuencas agrícolas, que puedan representar las condiciones de su entorno, es necesaria para percibir su reacción a las dinámicas de cambio operadas dentro de sus límites (DeFries y Eshleman, 2004).

- ↳ La extensión de este estudio a otras cuencas con diferentes características de uso del suelo o de área sería un buen ejercicio de comparación entre la hidrología y contaminación de los recursos hídricos superficiales generada a escalas y condiciones diferentes.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACIAR.** 2001. *Agrochemical Pollution of Water Resources*. In: *Proceedings of a Agrochemical Pollution of Water Resources Conference*, Australian Centre for International Agricultural Research Proceedings No. 104, 16-18 February 2000, Hat Yai, Thailand.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, M. Smith.** 1998. *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements*. *FAO Irrigation and drainage paper 56*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Allison, L. E.** 1965. *Organic carbon*. In: *Methods of Soil Analysis*, ed: C. A. Black, D. D. Evans, J. L. White, L. E. Ensminger, F. E. Clark, American Society of Agronomy, Madison, WI, Part 2, 1367-1378.
- Almagro Costa, F., M. Cebrián del Moral.** 2004. *Trabajos previos para la implementación de la Directiva Marco de Aguas en la cuenca del Segura*. In: *IV Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua-Ciencia, técnica y ciudadanía: claves para una gestión sostenible del agua*, 8-12 diciembre, Tortosa.
- APHA, AWWA, WPCF.** 1976. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th Edition*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, DC.
- Aragués, R., K. K. Tanji.** 2003. *Water quality of irrigation return flows*. In: *Encyclopedia of Water Science*, Trimble, S. W., B. A. Stewart, T. A. Howell, Eds., Marcel Dekker Inc., pp. 502-506.
- Aragués, R., A. C. Cerdá.** 1998. *Salinidad de aguas y suelos en la agricultura de regadío*. *Agricultura Sostenible*, Jiménez Días, R. M., J. L. Espinosa, Coordinadores, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Aragués, R.** 1995. *Estabilidad estructural de suelos afectados por Sales: revisión bibliográfica*. *VIII Curso Internacional de Riego y Drenaje*, Centro Nacional de Tecnología de Regadíos, IRYDA, MAPA, Madrid.
- ARBI.** 2005. *Atualização de algumas características e elementos estatísticos do ano agrícola de 2004-2005, Associação de Regantes e Beneficiários da Idanha*. Comunicación personal.
- ARBI.** 2004. *Atualização de algumas características e elementos estatísticos do ano agrícola de 2003-2004, Associação de Regantes e Beneficiários da Idanha*. Comunicación personal.
- Arnold, J.G., J.R. Williams, R. Srinivasan, K.W. King, and R.H.Griggs.** 1995. *SWAT - Soil and Water Assessment Tool. Draft Users Manual*. USDA-ARS, Temple, TX.
- ASAE.** 2005. *ASAE Standards 2005*. American Society of Agricultural Engineers, ASAE, St. Joseph, MI.
- ASCE.** 1996. *Hydrology Handbook, 2nd edition*. American Society of Civil Engineers, ASCE Manual and Reports on Engineering Practice No.28.
- Avillez, F., M. N. Jorge, C. P. Trindade, N. Pereira, P. Serrano, I. Ribeiro.** 2004. *Rendimento e competitividade agrícolas em Portugal – Evolução recente, situação actual e perspectivas futuras*. Edições Almedina, SA, Coimbra.

- Bagnold, R. A.** 1966. *An approach to the sediment transport problem from general physics*. Prof. Paper 422-J. U. S. Geol. Surv., Reston, Va.
- Balsa, M. E. L.** 1993. *O Solo, Metodologia Químico-Analítica para a sua Caracterização*. Departamento de Pedologia, Estação Agronómica Nacional. Instituto de Investigação Agrária, Ministério da Agricultura, Lisboa.
- Banco Mundial.** 1994. *La ordenación de los recursos hídricos*. Documento de Política del Banco Mundial, Washington, DC.
- Bellido, L. L.** 1991. *Cereales*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Berbel Vecino, J., M. J. López Baldovín, M. Gómez Barbero, J. F. Cañas Ortega.** 2001. *La agricultura de regadío en España y el impacto de la Directiva Marco de Aguas*. In: *Seminario Internacional "La agricultura de regadío europea y la Directiva Marco de Aguas"*, 27 de septiembre, Madrid.
- Berry, J. K., J. A. Delgado, R. Khosla, F. J. Pierce.** 2003. *Precision conservation for environmental sustainability*. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 58, Number 6, 332-339.
- Beven, K. J.** 2001. *Rainfall-Runoff Modelling – The Primer*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Bhuyan, S. J., L. J. Marzen, J. K. Koelliker, J. A. Harrington Jr., P. L. Barnes.** 2002. *Assessment of runoff and sediment yield using remote sensing, GIS and AGNPS*. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 57 – Number 6:351-364.
- Bingner, R. L., F. D. Theurer.** 2005. *AnnAGNPS Technical Processes. Version 3.2*. USDA-ARS, National Sedimentation Laboratory, Oxford, MS.
- Bingner, R. L., F. D. Theurer.** 2001a. *AnnAGNPS: estimating sediment yield by particle size for sheet & rill erosion*. Presented at: 25-29 March, Sediment: Monitoring, Modelling, and Managing, Paper No. In press, 7th Federal Interagency Sedimentation Conference, Reno, NV. 6pp.
- Bingner, R. L., F. D. Theurer.** 2001b. *Topographic Factors for RUSLE in the continuous-Simulation, Watershed Model for Predicting Agricultural, Non-Point Source Pollutants (AnnAGNPS)*. In: *Proceedings of the Soil Erosion Research for the 21st Century*, 3-5 January 2001, Honolulu, HI, USA.
- Bingner, R. L., R. W. Darden, F. D. Theurer, C. V. Alonso, P. Smith.** 1998. *AnnAGNPS Input Parameter Editor Interface*. *Proceedings of First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference*, April 19 - 23, 1998, Las Vegas, Nevada, p. 8-15-18.
- Bingner, R. L., R. W. Darden, F. D. Theurer, J. Garbrecht.** 1997. *GIS-Based Generation of AGNPS Watershed Routing and Channel Parameters*. *ASAE Paper No. 97-2008*, St. Joseph, Michigan, 4pp.
- Bos, M. G., J.A. Replogle, A. J. Clemmens.** 1991. *Flow measuring flumes for open channel systems*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.
- Bosch, D. D., F. D. Theurer, R. L. Bingner, G. Felton, I. Chaubey.** 1998. *Evaluation of the AnnAGNPS Water Quality Model*. Presented at: 12-16 July, 1998 ASAE Annual International Meeting, Paper No. 982195, Orlando, FL.
- Bouraoui, F., T. A. Dillaha.** 1996. *ANSWERS-2000: Runoff and sediment transport model*. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 122(6):493-502.

- Brakensiek, D. L., W. J. Rawls, G. R. Stephenson.** 1986. *Determining the saturated hydraulic conductivity of soil containing rock fragments.* Soil Science Society of America, 50(3): 834-835.
- Brown, L. C., G. R. Foster.** 1987. *Storm erosivity using idealized intensity distributions.* Trans. ASAE 30:379-386.
- Bhuyan, S. J., L. J. Marzen, J. K. Koelliker, J. A. Harrington, P. L. Barnes.** 2001. *Assessment of runoff and sediment yield using remote sensing, GIS and AGNPS.* Journal of Soil and Water Conservation, 57(6): 201-210.
- Cabrera, E., J. Roldán, E. Cabrera Jr., R. Cobacho.** 2004. *Directrices para una política sostenible del agua.* Ingeniería del Agua, Vol.10, No3.
- Carreño, M. A., M. B. Coma, F. D. Piqueras, A. F. Loras, A. G. Olcina, B. L. Precioso.** 2003. *Aplicación en España de la Directiva Europea Marco de Aguas,* Pérez, E. P., Coord., Fundación Instituto Euromediterráneo de Hidrotecnia, ECOIURIS, Madrid.
- Casalí, J., S. J. Bennett, K. M. Robinson.** 2000. *Processes of ephemeral gully erosion.* Int. J. Sediment. Res. 15, 31-41.
- Casalí, J., J. López, J. V. Giráldez.** 1999. *Ephemeral gully in southern Navarra (Spain): description and measurement.* Catena 36, 65-84.
- Causapé, J., D. Quílez, R. Aragués.** 2004. *Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows.* Agricultural Water Management 70 (2004) 211-228.
- Causapé, J.** 2002. *Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la comunidad de regantes nº V de Bardenas (Zaragoza).* Tesis Doctoral, Universidad de Zaragoza, Departamento de Ciencias de la Tierra, 153 pp.
- Ceballos, A., S. Schnabel.** 1998. *Hydrological behaviour of a small catchment in the dehesa landuse system (Extremadura, SW Spain).* Journal of Hydrology, 210, 146-160.
- Colombo, S., J. Calatrava-Requena, N. Hanley.** 2003. *The economic benefits of soil erosion control: Na application of the contingent valuation method in the Alto Genil basin of southern Spain.* Journal of Soil and Water Conservation, Volume 58, Number 6, 367-371.
- Comunidade Europeia.** 2000. *Directiva Quadro da Água – estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da Política da Água.* Jornal Oficial da Comunidade Europeia, L327, 22 de Dezembro de 2000, Bruxelas.
- Correia, F. N.** 2003. *Políticas da água e do ambiente na construção europeia.* In: *O Desafio da Água no Século XXI,* Soromenho-Marques, V., Coord., Editorial Notícias, Lisboa.
- Correia, F. N.** 1984. *Alguns procedimentos adoptados pelo Soil Conservation Service, para o estudo do impacto da urbanização nos caudais de cheia.* ITH 7, LNEC, Lisboa.
- Cronshey, R. G., F. G. Theurer.** 1998. *AnnAGNPS-Non Point Pollutant Loading Model.* In Proceedings First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference, 19-23 April 1998, Las Vegas, NV.
- Darden, R., V. Justice, R. L. Bingner, F. D. Theurer.** 2002. *AGNPS Input Data Preparation Model, User's Guide, Version 3,* USDA-ARS, National Sedimentation Laboratory, Oxford, MS.
- DeBarry, P. A.** 2004. *Watersheds – Processes, Assessment, and Management.* John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

- DeFries, R., K. N. Eshleman.** 2004. *Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future.* *Hydrological Processes* 18 (2004) 2183-2186.
- Delgado, J. A.** 2002. *Quantifying the loss mechanisms of nitrogen.* *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 57 – Number 6:389-398.
- Delgado, J. A., R. T. Sparks, R. F. Follet, J. L. Sharkoff, R. R. Riggensbach.** 1999. *Use of Winter Cover Crops to Conserve Soil and Water Quality in the San Luis Valley of South Central Colorado.* In: *Soil Quality and Soil Erosion*, Lal, R., Ed., CRC Press LLC, Boca Raton, FL.
- Donohue, I., D. Styles, C. Coxon, K. Irvine.** 2005. *Importance of spatial and temporal patterns for assessment of risk of diffuse nutrient emissions to surface waters.* *Journal of Hydrology*, Volume 304, Issues 1-4: 183-192.
- EEA.** 2002. *Con los pies en la Tierra: la degradación del suelo y el desarrollo sostenible en Europa-Un desafío del siglo XXI.* Problemas medioambientales, nº16, Copenhagen.
- EEA.** 1999. *Nutrients in European ecosystems.* European Environment Agency, Environmental Assessment Report No. 4, Copenhagen.
- Evangelou, V. P.** 1998. *Environmental Soil and Water Chemistry: Principles and Applications.* John Wiley and Sons, Chichester.
- FAO.** 1998. *World Reference Base for Soil Resources. FAO World Soil Resources Report 84.* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO.** 1997. *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos.* E. D. Ongley. *Estudios FAO: Riego y Drenaje No. 55*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- FAO.** 1994. *Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols.* R. Roose. *Bulletin Pédologique de la FAO No. 70*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- FAO.** 1985. *Water quality for agriculture.* R. S. Ayers and D. W. Westcot. *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29.* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO.** 1984. *Crop water requirements.* J. Doorenbos and W. O. Pruitt. *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 24.* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Faria, R. L., B. J. Paz.** 2002. *Aproveitamentos Hidroagrícola do Grupo II, em Exploração – Atualização de algumas características e elementos estatísticos até ao ano 2001.* Instituto do Desenvolvimento Rural e Hidráulica, Ministério da Agricultura, Pescas e Florestas, Lisboa.
- Fereres, E., D. J. Connor.** 2004. *Sustainable water management in agriculture.* In: *Challenges of the New Water Policies for the XXI Century*, Cabrera, E., R. Cobacho, Ed., A. A. Balkema Publishers, Lisse, The Netherlands.
- Fereres, E., A. Kassam.** 2003. *Water and the CGIAR: A Strategic Framework.* *Water International* 28(1): 122-129.
- Fereres, E., F. Ceña.** 1997. *Social benefits and environmental constraints of irrigation in an area of water scarcity.* In: *Proceedings of the 18th European Regional Conference "Water – an economic good"*, Oxford, pp. 128-136.

- Follet, R. F.** 2001. *Nitrogen Transformation and Transport Processes*. In: *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, Follet, R. F., J. L. Hatfield, Ed., Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Freeze, R. A., J. A. Cherry.** 1979. *Groundwater*. Prentice may, Englewood Cliffs, NJ 07632.
- French, C., L. Wu, T. Meixner, D. Haver, J. Kabashima, W. A. Jury.** 2006. *Modelling nitrogen transport in the Newport Bay/San Diego Creek watershed of Southern California*. *Agricultural Water Management* 81 (2006) 199-215.
- Frink, C. R.** 1991. *Estimating nutrient export to estuaries*. *Journal of Environmental Quality* 20, 717-724.
- Gallart, F., J. Latron, P. Llorens, D. Rabada.** 1997. *Hydrological functioning of Mediterranean basins in Vallcebre, Catalonia: some challenges for hydrological modelling*. *Hydrological Processes*. 11, 1263-1272.
- Garbrecht, J., W. Martz.** 1995. *Advances in automated landscape analysis*. In: *Proceedings of the First International Conference on Water resources Engineering*, Espey, W. H., P. G. Combs, Eds., American Society of Engineers, San Antonio, Texas, August 14-18, 1995, Vol.1, pp. 844-848.
- García Ruiz, J.M., C. M. Bono, J. A. Vadillo, S. B. Portugués, A. L. Grima, M. Seeger.** 2000. *Las cuencas experimentales de Arnás y San Salvador en el Pirineo Central Español: escorrentía y transporte de sedimento*. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 26:23-40.
- Geter, W. F., F. D. Theurer.** 1998. *AnnAGNPS sheet and rill erosion*. *Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference*. Las Vegas, Nevada. April 19-23, 1998, p. 1-17 to 1-24.
- Ghassemi, F., A. J. Jakeman, H. A. Nix.** 1995. *Salinisation of Land and Water Resources – Human causes, extent, management and cases studies*. Centre for Resources and Environmental Studies, The Australian National University, CABI International, Wallingford.
- Giráldez, J. V.** 1998. *La erosión del suelo*. In: *Agricultura Sostenible*, Jiménez Días, R. M., J. Lamo de Espinosa, Ed., Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Guerrero, A.** 1999. *Cultivos herbáceos extensivos*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Gumbel, E. J.** 1958. *Statistics of extremes*. Columbia University Press.
- Hatch, D. J., K. W. T. Goulding, D. V. Murphy.** 2002. *Nitrogen as a pollutant from agriculture in surface and groundwater*. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality*, Haygarth, P. M., S. C. Jarvis, Eds., CABI Publishing, Wallingford, pp 7-27.
- Hatfield, J. L., J. H. Prueger.** 2004. Impacts of changing precipitation patterns on water quality. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 59, Number 1, 51-58.
- Heermann, D. F., P. R. Hein.** 1968. *Performance characteristics of self-proped center pivot sprinkler irrigation system*. *Transactions of the ASAE* 11 (1), pp 11-15.
- Heinz, I.** 2003. *Strategies to tackle diffuse pollution caused by agriculture*. In: *Proceedings of the 6th Inter-Regional Conference on Environment-Water “Land and Water Use Planning and Management”*, September 3-5, 2003, Albacete, Spain.

- Helfand, G. E., B. W. House.** 2001. *Regulation Nonpoint Source Pollution Under Heterogeneous Conditions*. In: *Irrigated Agriculture and the Environment*, Shortle, J. S., R. C. Griffin, Ed., The Management of Water Resources, Edward Elgar Publishing Limited, Montpellier Parade, UK.
- Henriques, A. G., C. A. West, S. Pio.** 2000. *Directiva Quadro da Água – um instrumento integrador da política da água na União Europeia*. In: *Actas do 5º Congresso da Água: a água e o Desenvolvimento Sustentável. Desafios para o novo século*, 25-29 Setembro, Lisboa.
- Hillel, D.** 2000. *Salinity Management for Sustainable Irrigation – Integrating Science, Environment and Economics*. The International Bank for Reconstruction and Development, World Bank, Washington.
- Holt, R. F.** 1979. *Crop residue, soil erosion, and plant nutrient relationships*. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 34: 96-98.
- Horton, R. E.** 1945. *Erosional Development of Streams and Their Drainage Basins: Hydrophysical Approach to Quantitative Morphology*. *Bull. Geol. Soc. Of America*, Vol. 56, pp 275-370.
- Ignazi, J.C.** 1993. *Improving nitrogen management in irrigated, intensely cultivated areas: the approach in France*. In: *Prevention of Water pollution by Agriculture and Related Activities*, Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992, Water Report 1, FAO, Roma.
- INAG.** 2006. *Boletim de precipitação anual – Estação do Ladoeiro-14N/02U*. Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), Retrieved January 25, 2006, from the World Wide Web: http://snirh.inag.pt/snirhwww.php?main_id=18item=4.3.
- INAG.** 2002. *Plano Nacional da Água*. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.
- Jansson, P.E.** 1991. *SOIL: simulation model for soil water movement and heat conditions*. Report 165, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Department of Soil Science, 73 pp.
- Jensen, J. R.** 2000. *Remote sensing of the environment: An Earth resource perspective*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Jensen, M. E., R. D. Burman, R. G. Allen.** 1990. *Evapotranspiration and irrigation water requirements*. *ASCE-Manuals and Reports on Engineering Practice*, N° 70.
- Junta de Andalucía.** 2001. *Mejora del uso y gestión del agua de riego–CD-ROM. Procedimiento para la realización de evaluaciones de pivotes*. Conserjería de Agricultura y Pesca, Sevilla.
- Kirkby, M. J.** 1980. *Modelling water erosion processes*. In: *Soil Erosion*, Kirkby, M. J., R. P. C. Morgan, Eds., John Wiley, Chichester.
- Kite, G. W., P. Droogers.** 2000. *Integrated Basin Modelling. Research Report 43*, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- Kite, G. W.** 1998. *Manual for the SLURP Hydrological Model*. NHRI, Saskatoon, Canada, 145 pp.
- Knisel, W. G., F. M. Davis.** 1999. *GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, Version 3.0, Users Manual*. USDA-Agricultural Research Service, Southeast Watershed Research Laboratory, Tifton, GA.

- Knisel, W. G.** 1980. *CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*. Conservation Research Report No.26, USDA-SEA, Washington, DC.
- Lal, R., D. Mokma, B. Lowery.** 1999. *Relation Between Soil Quality and Erosion*. In: *Soil Quality and Soil Erosion*, Lal, R., Ed., CRC Press LLC, Boca Raton, FL.
- Lea-Cox, J. D., D. S. Ross, A. G. Ristvey, J. D. Murray.** 2002. *Estimating Nitrogen and Phosphorus Total Maximum Daily Loads for Container Nursery and Greenhouse Production Systems. Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations: Proceedings of the March 11-13, 2002 Conference*, Fort Worth, Texas, USA, pp. 466-471.
- Lemunyon, J. L., T. C. Daniel.** 2002. *Quantifying phosphorus losses from the agricultural system. Journal of Soil and Water Conservation*. Volume 57 – Number 6:399-401.
- Lencastre, A., F. M. Franco.** 1984. *Lições de Hidrologia*. Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa.
- Leonard, R. A.** 1990. *Movement of pesticides into surface waters*. In: *Pesticides in the Environment: Proceses, Impact and Modelling*, Cheng, H. H., Ed., Soil Sci., Soc. Am., Madison, WI.
- Leopold, L. B., M. G. Wolman, J. P. Miller.** 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology*. Freeman, San Francisco, CA.
- Lima, J. L. M. P.** 2003. *Model KININF for overland flow on pervious surfaces*. In: *Overland Flow*, Parsons, A. J., A. D. Abrahams, Eds., Routledge Taylor & Francis, pp. 69-88.
- Linsley, R. K., J. B. Franzini.** 1978. *Engenharia de Recursos Hídricos*. Editora da Universidade de São Paulo, Editora McGraw-Hill do Brasil, São Paulo.
- Logan, T. J.** 1995. *Water Quality*. In: *Environmental Hydrology*, Ward, A. D., W. Elliot. Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Lorite, I. J., L. Mateos, E. Fereres.** 2004a. *Evaluating irrigation performance in a Mediterranean environment. I. Model and general assessment of an irrigation scheme. Irrigation Science (2004) 23: 77-84.*
- Lorite, I. J., L. Mateos, E. Fereres.** 2004b. *Evaluating irrigation performance in a Mediterranean environment. II. Variability among crops and farmers. Irrigation Science (2004) 23: 85-92.*
- Lorite, I. J.** 2002. *Evaluación del riego de la zona regable del Genil-Cabra (Santaella-Córdoba): índices de calidad de riego*. Tesis Doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y Montes, Universidad de Córdoba, España.
- Mañas, F. M. S. O.** 2001. *Agricultura y desertificación*. Universidad de Castilla-la-Mancha y Instituto de Desarrollo Regional, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- MAPA.** 1996. *Prácticas agrarias compatibles con el medio natural – El agua*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid.
- Martinez, Y., J. Albiac.** 2004. *Agricultural pollution control under Spanish and European environmental policies. Water Resources Research*, Vol.40, Issue 10.
- Mateos, L.** 2003. *Irrigation management and fertilizer/pesticide leaching*. In: *Encyclopedia of Water Science*, Trimble, S. W., B. A. Stewart, T. A. Howell, Eds., Marcel Dekker Inc., pp.282-284.
- Mateos, L., I. López-Cortijo, J. A. Sagardoy.** 2002. *SIMIS: the FAO decision support system for irrigation scheme management. Agricultural Water Management 56 (2002) 193-206.*

- Mateos, L., C. A. Young, W. W. Wallender, H. L. Carlson.** 2000. *Simulating Spatially Distributed Water and Salt Balances. Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 126 (5) 288-295.
- Mateos, L., E. Fereres, A. Losada.** 1996. *Eficiencia del riego y modernización de los regadíos. XIV Congreso Nacional de Riegos, AERYD, Almería.*
- Mendes, B., J. F. Santos Oliveira.** 2004. *Qualidade da água para consumo humano.* LIDEL, Edições Técnicas, Lda.
- Merino de Diego, A.** 2004. *Las Comunidades de Regantes ante el reto de la Directiva Marco de Aguas.* In: *IV Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua-Ciencia, técnica y ciudadanía: claves para una gestión sostenible del agua*, 8-12 diciembre, Tortosa.
- Merriam, J. L., J. Keller.** 1978. *Farm Irrigation System Evaluation: A Guide for Management.* Utah State University, Logan.
- Merrington, G., L. Winder, R. Parkinson, M. Redman.** 2002. *Agricultural Pollution – Environmental Problems and Practical Solutions.* Spon's Environmental Sciences and Engineering Series, Spon Press, London.
- Merritt, W. S., R. A. Letcher, A. J. Jakeman.** 2003. *A review of erosion and sediment transport models. Environmental Modelling & Software*, 18, 761-799.
- Ministerio do Ambiente.** 1998. *Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República – I Série-A, Nº 176 – 1-8-1998,* Lisboa.
- Mishra, S. K., V. Singh.** 2003. *Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) Methodology.* Water Science and Technology Library, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- MMA.** 2000. *Libro Blanco del Agua en España.* Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría General Técnica, Madrid.
- Mutchler, C. K., C. E. Murphree.** 1985. *Experimentally derived modification of the USLE.* In: *Soil Erosion and Conservation*, El-Swaif, S. A., W. C. Moldenhauer, A. Lo, Eds, pp. 523-527, Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa.
- Nearing, M. A., F. F. Pruski, M. R. O'Neal.** 2004. *Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 59, Number 1, 43-50.
- Novotny, V.** 2003. *Water Quality – Diffuse Pollution and Watershed Management, Second Edition.* John Wiley and Sons, Inc., New York.
- NRC.** 1996. *A New Era for Irrigation.* National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.
- NRC.** 1993. *Soil and Water Quality - An Agenda for Agriculture.* Committee on Long-Range Soil and Water Conservation, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.
- Oomen, J. M. V., J. DeWolf, W. R. Jobin.** 1990. *Health and Irrigation. ILRI Publication 45,* International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen, The Netherlands, 304 p.
- Ott, W. R.** 1995. *Environmental Statistics and Data Analysis.* CRC-Press, Boca Raton, FL.
- Owens, L. B.** 1994. *Impacts of Soil N Management on the Quality of Surface and Subsurface Water.* In: *Soil Processes and Water quality*, CRC Press, Boca Raton.

- Pachepsky, Y., D. E. Radcliffe, H. M. Selim.** 2003. *Scaling Methods in Soil Physics*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Parsons, A. J., A. D. Abrahams.** 1992. *Overland Flow – Hydraulics and erosion mechanics*. UCL Press, London.
- Pathak, P., S. P. Wani, P. Singh, R. Sudi.** 2004. *Sediment flow behaviour from small agricultural watershed*. *Agricultural Water Management* 67 (2004) 105-117.
- Patty, L. B., B. Rheal, J. J. Gril.** 1997. *The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water*. *Pesticide Science* 49(3):243-251.
- Pereira, L. S.** 2005. *Water and agriculture: Facing environment and scarcity challenges*. *Agr. Engng. Intern.* Vol. VII (www.cigr-ejournal.tamu.edu).
- Pereira, L. S.** 2004. *Necessidades de Água e Métodos de Rega*. Colección EUROAGRO, Publicações Europa-América, Lisboa.
- Pereira, L. S.** 2003. *Performance issues and challenges for improving water use and productivity (Keynote)*. In: *Participatory Management of Irrigation Systems, Water Utilization Techniques and Hydrology*, Hata T., A. H. Abdelhadi, (Ed), Proc. Int. Workshop, The 3rd World Water Forum, Kyoto, Water Environment Lab., Kobe University, pp. 1-17.
- Pieterse, N. M., W. Bleuten, S. E. Jorgensen.** 2003. *Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries*. *Journal of Hydrology* 271 (2003) 213-225.
- Playán, E., L. Mateos.** 2006. *Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity*. *Agricultural Water Management* 80 (2006) 100-116.
- Porta, J., M. López-Acevedo, C. Roquero.** 1999. *Edafología – Para la agricultura y medio ambiente*, 2ª Edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Prat, N.** 2001. *Problemas y perspectivas en la definición del estado ecológico de los ecosistemas fluviales peninsulares ibéricos*. In: *Una cita europea con la nueva cultura del agua: La Directiva marco. Perspectivas en España y Portugal*, Grande, N., P. Arrojo, J. Martínez Gil, coord., II Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas, Zaragoza.
- Prat, N., A. Munné, M. Rieradevall, N. Bonada.** 2000. *La determinación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España*. In: *La aplicación de la futura Directiva Marco del Agua en España: retos y oportunidades*, MIMAM, Madrid.
- Rao, P. S., A. G. Hornsby.** 1989. *Behavior of pesticides in soils and waters*. Soil Sci. Fact Sheet SL 40, University of Florida, Gainesville, FL.
- Raposo, J. R.** 1996. *A Rega – Dos primitivos regadios às modernas técnicas de rega*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Rawls, W. J., L. R. Ahuja, D. L. Brakensiek.** 1992. *On estimating the hydraulic properties of unsaturated soils*. In: *Proceedings of the International Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils*, University of California, Riverside, California.

- Rawls, W. J., D. L. Brakensiek.** 1989. *Estimation of soil and water retention and hydraulic properties.* In: *Unsaturated flow in hydrologic modelling theory and practice*, H. J. Morel-Seytoux (Ed.) Klwer Academic Publishers, Beltsville, MD, 275-300.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies, D. K. McCool, D. C. Yoder.** 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).* USDA-ARS, Ag. Handbook 703, 404pp.
- Riou, G.** 1992. *El agua y los suelos en los ecosistemas tropicales y mediterráneos.* Masson, Barcelona.
- Ritter, W. F.** 2001. *Pesticides and Water Quality Impacts.* In: *Agricultural Nonpoint Source Pollution: Watershed Management and Hydrology*, Ritter, W. F., A. Shirmohammadi, Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Ritter, W. F., Bergstrom, L.** 2001. *Nitrogen and Water Quality.* In: *Agricultural Nonpoint Source Pollution: Watershed Management and Hydrology*, Ritter, W. F., A. Shirmohammadi, Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Rodrigues, S., R. Bernardino, M. H. Alves, M. T. Rafael, A. G. Henriques.** 2003. *Proposta de uma rede de monitorização da qualidade ecológica das águas superficiais nas baías do Guadiana e Ribeiras do Algarve segundo a Directiva-Quadro da Água. Recursos Hídricos*, Vol.24, Nº3:13- 24.
- Rosenberg, N., J., B. L. Blad, S. B. Verma.** 1983. *Microclimate, the biological environment.* John Wiley and Sons, New York, NY.
- Sagardoy, J. A.** 1993. *An overview of pollution of water by agriculture.* In: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*, Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1, FAO, Roma.
- Sala, M., J. Farguell.** 2002. *Exportaciones de agua y sedimento en dos pequeñas cuencas mediterráneas bajo diferentes usos del suelo. Sistema costero catalán. Rev. C&G*, 16 (1-4).
- Sauer, T. J., R. B. Alexander, J. V. Brahana, R. A. Smith.** 2001. *The Importance and Role of Watersheds in the Transport of Nitrogen.* In: *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, Follet, R. F., J. L. Hatfield, Ed., Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Sharpley, A. N.** 1995. *Dependence of runoff phosphorus on soil phosphorus content. Journal of Environmental Quality*, 24(5): 920-926.
- Sharpley, A. N. and Williams, J. R.** 1990. *EPIC-- Erosion/Productivity Impact Calculator. 1. Model Documentation.* U. S. Department of Agriculture Technical Bulletin No. 1768. pp. 235.
- Sharpley, A. N.** 1985. *The selective erosion of plant nutrients in runoff.* Soil Science Society of America Journal, 49: 1527-1534.
- Shepard, R.** 2005. *Nutrient management planning: Is the answer to better management? Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 60, Number 4, 171-176.
- Silva, A. F.** 1999. *Geologia Correspondente à Folha 271 (Monfortinho-Idanha-a-Nova), na Escala 1:25 000.* Estudos, Notas e Trabalhos, Tomo 41, Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa.
- Simeonov, V., J. A. Stratis, C. Samara, G. Zachariadis, D. Voutsas, A. Anthemidis, M. Sofoniou, Th. Kouimtzis.** 2003. *Assessment of the surface water quality in Northern Greece. Water Research*, 37, 4119-4124.
- Smakhtin, V. U.** 2001. *Low flow hydrology: a review. Journal of Hydrology.* 240 (2001) 147-186.

- Smedema, L. K., D. W. Rycroft.** 1983. *Land Drainage*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Soltner, D.** 1982. *Les Grandes Productions Végétales*. Sciences et Techniques Agricoles 12^{ème} ed., Angers.
- Sophocleous, M.** 2002. *Interactions between groundwater and surface water: the state of the science*. *Hydrogeology Journal* (2002) 10: 52-67.
- Sparks, D. L.** 1995. *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, London.
- Stone, K. C., P. G. Hunt, J. M. Novak, M. H. Johnson, D. W. Watts, F. J. Humenik.** 2004. Stream nitrogen changes in an eastern Coastal Plain watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 59, Number 2, 66-72.
- Tabacchi, E., L. Lambs, H. Guillo, A. Planty-Tabacchi, E. Muller, H. Décamps.** 2000. *Impacts of riparian vegetation on hydrological processes*. *Hydrological Processes*, 14 (2000) 2959- 2976.
- Tarjuelo, J. M.** 2005. *El Riego por Aspersión y su Tecnología, 3ª edición*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Tedeschi, A., A. Beltrán, R. Aragués.** 2001. *Irrigation management and hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain)*. *Agricultural Water Management* 49 (2001) 31-50.
- Te Chow, V., D. R. Maidment, L. W. Mays.** 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, Singapore.
- Theurer, F. D., C. D. Clarke.** 1991. *Wash load component for sediment yield modelling*. In: *Proceedings of the fifth federal interagency sedimentation conference*, March 18-21, 1991, pp. 7-1 to 7-8.
- Theurer, F. D., R. G. Cronshey.** 1998. *AnnAGNPS – Reach routing processes*. In: *Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference*. Las Vegas, Nevada. April 19-23, 1998, pp. 1-25 to 1-32.
- Troeh, F. R., J. A. Hobbs, R. L. Donahue.** 1999. *Soil and Water Conservation – Productivity and Environment Protection, Third Edition*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Thornton, J. A, W. Rast, M. M. Holland, G. Jolankai, S. O. Ryding.** 1999. *Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems – a practical approach*. Man and the Biosphere Series, UNESCO, Paris.
- Ubeda, X., L. Reina, M. Sala.** 1998. *Cuantificación de la erosión en un camino forestal de un bosque típico mediterráneo de Quercus suber*. *Norba*, 10, 185-195.
- Umali, D. L.** 1993. *Irrigation-Induced Salinity – A Growing Problem for Development and the Environment*. *World Bank Technical Paper Number 215*. The International Bank for Reconstruction and Development, World Bank, Washington.
- US-EPA.** 1994. *National Water Quality Inventory*. 1992 Report to Congress, EPA-841-R-94-001, Office of Water, Washington, DC.
- USDA-NRCS.** 1986. *Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55*, United States Department of Agriculture- Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C.
- USDA-SCS.** 1985. *National Engineering Handbook, Section 4 - Hydrology*. United States Department of Agriculture- Soil Conservation Service, Washington, D.C.

- USDA-SCS.** 1972a. *Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples*. Soil Survey Report, United States Department of Agriculture- Soil Conservation Service, Washington, D.C.
- USDA-SCS.** 1972b. *National Engineering Handbook. Hydrology Section 4*, Chapters 4-10, 16, 19.
- USDA-SCS.** 1951. *Soil survey Manual, Handbook n°18*, United States Department of Agriculture- Soil Conservation Service, Washington, D.C.
- Van Dam, J. C., J. Huygen, J. G. Wesseling, R. A. Feddes, P. Kabat, P. E. V. van Walsum, P. Groenendijk, C. A. van Diepen.** 1997. *Theory of SWAP Version 2.0, Report 71*, Department of Water Resources, Wageningen Agricultural University, Wageningen.
- Villalobos, F., L. Mateos, F. Orgaz, E. Fereres.** 2002. *Fitotecnía-Bases y tecnologías de la producción agrícola*. ETSIAM-Universidad de Córdoba y Instituto de Agricultura Sostenible, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Wagner, M. M.** 2005. *Watershed-scale social assessment*. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 60, Number 4, 177-186.
- Walling, D. E.** 1983. *The sediment delivery problem*. *Journal of Hydrology*, 65: 209-237.
- Ward, A. D.** 1995. *Surface Runoff and Subsurface Drainage*. In: *Environmental Hydrology*, A. D. Ward, W. J. Elliot, Ed., CRC Press LLC, Boca Raton.
- West, L. T., D. D. Bosch.** 1998. *Scaling and Extrapolation of Soil Degradation Assessment*. In: *Methods for Assessment of Soil Degradation*, Lal, R., W. H. Blum, C. Valentine, B. A. Stuart, Eds., CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Whitaker, F. D., H. G. Heinemann, R. E. Burwell.** 1978. *Fertilizing corn adequately with less nitrogen*. *Journal of Soil and Water Conservation*, 33, 28.
- Williams, J. R., J. G. Arnold, R. Srinivasan.** 2000. *The APEX Model*. Texas Agricultural Experiment Station, BRC Report No. 00-06, October 2000.
- Williams, J.R., P.T. Dyke and C.A. Jones.** 1983. *EPIC: a model for assessing the effects of erosion on soil productivity*. In: *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modelling*, Laurenroth, W. K. t al., Eds., Elsevier, Amsterdam, pp553-572.
- Wischmeier, W. H., D. D. Smith.** 1978. *Predicting rainfall erosion losses*. *Agricultural Handbook No. 537*. USDA, Washington, DC.
- Wischmeier, W. H.** 1959. *A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation*. *Soil Science Society Proceedings*.
- Young, R. A., C. A. Onstad, D. D. Bosch, W. P. Anderson.** 1989. *AGNPS: A non-point source pollution model for evaluating agricultural watershed*. *Journal of Soil and Water Conservation*. Volume 44 – Number 2:168-173.