UNIVERSIDAD DE MURCIA

FACULTAD DE BIOLOGÍA

Huella Hídrica y Planificación Hidrológica: Aplicación en la Demarcación Hidrográfica del Segura

D. Francisco Pellicer Martínez

2014

UNIVERSIDAD DE MURCIA

Programa de Doctorado en Tecnología, Administración y Gestión del Agua

Huella Hídrica y Planificación Hidrológica: aplicación en la Demarcación Hidrográfica del Segura.

Memoria de investigación para optar al grado
de Doctor presentada por Francisco Pellicer Martínez
bajo la dirección del Dr. José Miguel Martínez Paz.

Fdo.: Francisco Pellicer Martínez

Facultad de Biología

Murcia, 2014

UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. José Miguel Martínez Paz, Profesor Titular de Universidad del Área de Economía Aplicada y **Presidente Comisión Académica programa doctorado** * Tecnología, Administración y Gestion del Agua, INFORMA:

Que una vez evaluado, de conformidad con el procedimiento establecido en el artículo 21 del Reglamento de doctorado de la Universidad de Murcia, el expediente completo de la tesis doctoral titulada "Huella Hídrica y Planificación Hidrológica: aplicación en la Demarcación Hidrográfica del Segura", realizada por D. Francisco Pellicer Martínez, bajo la inmediata dirección y supervisión de D. José Miguel Martínez Paz, esta Comisión Académica, en sesión celebrada en fecha 10/06/2014, ha dado su autorización para su presentación ante la Comisión General de Doctorado.

Murcia, a 10 de junio de 2014

Doctorando: D. Francisco Pellicer Martínez

Firmante: JOSE MIGUEL MARTINEZ PAZ; Fecha-hora: 10/06/2014 08:03:55; Emisor del certificado: OU=FNMT Clase 2 CA,O=FNMT,C=ES;

@dministración electrónica

Código seguro de verificación: UE9SMvOf-Y3oK9Tu0-3WZRGrSx-be1H20Xa

Esta es una copia auténtica imprimible de un documento administrativo electrónico archivado por la Universidad de Murcia, según el artículo 30.5 de la Ley 11/2007, de 22 de junio. Su autenticidad puede ser contrastada a través de la siguiente dirección: https://sede.um.es/validador/

*Informe del Departamento para alumnos del RD 778/1998.

UNIVERSIDAD DE
MURCIA

*Informe de La Comisión Académica del Programa para alumnos del RD 56/2005 y RD 1393/2007.

Firmante: JOSE MIGUEL MARTINEZ PAZ; Fecha-hora: 10/06/2014 08:03:55; Emisor del certificado: OU=FNMT Clase 2 CA,O=FNMT,C=ES;

Código seguro de verificación: UE9SMvOf-Y3oK9Tu0-3WZRGrSx-be1H20Xa

Esta es una copia auténtica imprimible de un documento administrativo electrónico archivado por la Universidad de Murcia, según el artículo 30.5 de la Ley 11/2007, de 22 de junio. Su autenticidad puede ser contrastada a través de la siguiente dirección: https://sede.um.es/validador/

UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. José Miguel Martínez Paz, Profesor Titular de Universidad del Área de Economía Aplicada en el Departamento de Economía Aplicada, AUTORIZA:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada "Huella Hídrica y Planificación Hidrológica: aplicación en la Demarcación Hidrográfica del Segura", realizada por D. Francisco Pellicer Martínez, bajo mi inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 04 de junio de 2014

Firmante: JOSE MIGUEL MARTINEZ PAZ; Fecha-hora: 04/06/2014 18:20:02; Emisor del certificado: OU=FNMT Clase 2 CA,O=FNMT,C=ES;

@dministración electrónica

Mod:T-20

Código seguro de verificación: UE9SMvmo-ZLHZPmdp-vAmyb7EU-is9qL4sD

COPIA ELECTRÓNICA - Página 1 de 1

Esta es una copia auténtica imprimible de un documento administrativo electrónico archivado por la Universidad de Murcia, según el artículo 30.5 de la Ley 11/2007, de 22 de junio. Su autenticidad puede ser contrastada a través de la siguiente dirección: https://sede.um.es/validador/

Resumen

Los países de la Unión Europea se encuentran en un proceso común de planificación hidrológica desde la aprobación de la Directiva 2000/CE/60, conocida como Directiva Marco del Agua, en la que se le reconocen formalmente todas las funciones que desempeña el agua, que pasa a ser un patrimonio que hay que proteger. El principal objetivo de la nueva planificación hidrológica es lograr el uso sostenible del agua, que debe ser alcanzado a través de una gestión integrada de las demarcaciones hidrográficas, la cual permita conseguir el buen estado ecológico de las aguas superficiales, subterráneas, de transición y costeras. Para ello, la planificación debe basarse, entre otras cuestiones, en un análisis económico de los usos del agua. En este sentido, el regulador español, a través de la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, establece que se debe realizar un análisis de la huella hídrica de los distintos sectores socioeconómicos. La huella hídrica es un indicador que estandariza la producción económica en una unidad común: el volumen de agua dulce consumido. Diferencia por colores el tipo de uso que se hace de la misma: el agua verde es la precipitación que se almacena en el suelo en forma de humedad y su consumo genera huella hídrica verde; el agua azul son los recursos hídricos y su extracción del medio genera huella hídrica azul; y la acción de contaminar los recursos hídricos genera huella hídrica gris. Así, este indicador muestra los volúmenes de agua consumidos y su origen, considera los usos del suelo y da una orientación preliminar sobre los volúmenes necesarios para reducir la contaminación causada por la actividad económica. Por tanto, indica de forma global la apropiación de los recursos hídricos y permite realizar un análisis de sostenibilidad de la misma en una demarcación hidrográfica. Dada la novedad de este concepto, existen aún muy pocas aplicaciones prácticas, y las que existen contienen solo cálculos parciales: no evalúan todas las actividades económicas, realizan el cálculo de forma puntual, no consideran la regulación de los embalses, no tienen en cuenta los déficits de suministro, evalúan de forma parcial la componente gris y no realizan un análisis completo de la sostenibilidad ambiental. El objetivo de este trabajo es proponer una metodología que subsane todas las limitaciones anteriores y proporcione la huella hídrica total de una demarcación hidrográfica, tomando como caso la del Segura. Para ello, la nueva contabilidad utiliza como inputs los resultados de la simulación del ciclo hidrológico antropizado de la demarcación hidrográfica, la cual se lleva a cabo combinado un modelo hidrológico y un sistema soporte a la decisión. La aplicación conjunta de estas dos herramientas habituales en la planificación hidrológica proporciona los consumos de agua de las actividades económicas en función de la disponibilidad del recurso, calcula la huella hídrica bajo una serie de años hidrológicos con condiciones climáticas diferentes, introduce la regulación de los embalses, estima la huella hídrica gris generada por los retornos de las demandas y permite, además, aproximar la sostenibilidad ambiental del uso del agua. La aplicación práctica de la

propuesta metodológica en la Demarcación Hidrográfica del Segura ha proporcionado la huella hídrica total que las actividades económicas generan en dicha demarcación, identificando y cuantificando con este único indicador los problemas más importantes relacionados con la gestión de los recursos hídricos. Los resultados no han hecho sino corroborar los presentados por el organismo de cuenca en varios documentos técnicos relacionados con la planificación hidrológica, hecho que prueba la utilidad de la huella hídrica total como indicador para evaluar la gestión integral de los recursos hídricos de una demarcación.

Abstract

The countries in the European Union share a common water management process since the adoption of Directive 2000/CE/60, known as the Water Framework Directive, which recognizes formally all the functions of the water, and it is became a heritage that has to be protected. The main objective of the new water management is to achieve sustainable use of water, which allows achieving good ecological status of surface, groundwater, transitional and coastal water. This goal has to be reached through an integrated River Basin management. For that purpose, the water management has to be based, inter alia, on an economic analysis of water uses. In this sense, the Spanish water management instruction (Orden ARM/2656/2008) states that it must perform an analysis of the water footprint of different socio-economic sectors. The water footprint is an indicator that standardises the economic productions in a common unit: the volume of fresh water used. The water use is distinguish by colour: the green water is the precipitation storage in the soil in form of moisture, and when it is consumed, the green water footprint is generated; the blue water is the water resources and, when it is extracted, the blue water footprint is generated; and pollute the water resources generates grey water footprint. Thus, this indicator shows the volume and the origin of water consumed, considers the soil uses and provides a preliminary assessment of the fresh water necessary to dilute the pollution caused by economic activity. Therefore, it indicates the global appropriation of water resources and the sustainability analysis of water management is also possible. Due to the novelty of this concept, there are still very few practical applications, and those that exist contain only partial calculations: not evaluate all economic activities, perform isolated calculations, do not consider the storage of the reservoirs, do not take into account the supply deficits, evaluated partially grey water footprint, and do not perform a complete environmental sustainability analysis. The objective of this work is to propose a methodology that make up for all the previous limitations and provide the total water footprint of a River Basin District, taking the Segura River Basin District as a study case. To do this, the new accounting uses as inputs the results of the anthropic water cycle of a River Basin, which is conducted using a hydrological model and a decision support system. The combined application of these two common tools in water management provides water consumption of economic activities taking into account the water resources availability, calculates the water footprint under a range of hydrological years with different climatic conditions, introduces the storage of the reservoirs in the River Basin, estimates the grey water footprint generated by the returns of the supplies, and also approximates the environmental sustainability analysis. The proposed methodology applied in the Segura River Basin has provided total water footprint that is generated by economic activities in this area. The results of this only indicator have identified and quantified the most important problems related to water resources management. In addition, the results corroborate

the problems detected by the basin organization that they are present in various technical documents, a fact which proves the usefulness of the total water footprint as an indicator to evaluate the integral water resources management in a River Basin District.

INDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN 1

CAPÍTULO 2. SIMULACIÓN DEL CICLO HIDROLÓGICO ANTROPIZADO 9

2.1 Evaluación de recursos hídricos 9
2.1.1 Restitución al régimen natural 10
2.1.2 Modelos hidrológicos de balance 12
2.1.3 Modelo hidrológico SIMPA 23

2.2 Simulación de los sistemas de recursos hídricos 35
2.2.1 Sistemas soporte a la decisión en la gestión de los recursos hídricos 35
2.2.2 Aplicación de un sistema soporte a la decisión en un SRH 36
2.2.3 Modelos matemáticos de los sistemas soporte a la decisión. 37
2.2.4 Métodos matemáticos de asignación de recursos hídricos 39
2.2.5 Sistemas soporte a la decisión en la planificación hidrológica 42
2.2.6 Sistema soporte a la decisión OPTIGES 48
2.2.7 Indicadores de la gestión del agua de una cuenca 56

CAPÍTULO 3. HUELLA HÍDRICA 65

3.1 El agua virtual 65

3.2 El concepto de huella hídrica 66

3.3 Evaluación de la huella hídrica 69
3.3.1 Huella hídrica de un proceso 70
3.3.2 Huella hídrica de un producto 75
3.3.3 Huella hídrica de una empresa 78
3.3.4 Huella hídrica de los consumidores 78
3.3.5 Huella hídrica de un área geográfica 80
3.3.6 Huella hídrica de la energía eléctrica 83

3.4 Sostenibilidad de la huella hídrica 83
3.4.1 Sostenibilidad ambiental 85
3.4.2 Sostenibilidad social 88
3.4.3 Sostenibilidad económica 88

CAPÍTULO 4. HUELLA HÍDRICA DE UNA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA 89

4.1 Huella hídrica de la agricultura. 90

4.2 Huella hídrica total de una demarcación 92

4.3 Contabilidad de la huella hídrica total 94
4.3.1 Huella hídrica verde 94
4.3.2 Huella hídrica azul 95
4.3.3 Huella hídrica gris 99

4.4 Sostenibilidad ambiental de la huella hídrica total 103
4.4.1 Huella hídrica verde 103
4.4.2 Huella hídrica azul 104

4.4.3 Huella hídrica gris 107

CAPÍTULO 5. CARACTERIZACIÓN DEL CASO DE ESTUDIO: LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA 111

5.1 Descripción de la Demarcación Hidrográfica del Segura 112

5.2 Escenarios de cálculo 119
5.2.1 Escenario para la HHA_S 119
5.2.2 Escenarios para la HHT 119

5.3 Sistemas de recursos hídricos de la DHS 123
5.3.1 Red de cauces, canalizaciones y embalses 124
5.3.2 Requerimientos ambientales 126
5.3.3 Usos y demandas 130
5.3.4 Recursos hídricos 139

5.4 Creación de la red de flujo de la DHS con OPTIGES 149
5.4.1 Definición de la red fluvial y de los embalses 149
5.4.2 Incorporación de las canalizaciones artificiales 151
5.4.3 Incorporación de los recursos hídricos 152
5.4.4 Incorporación de las demandas 156
5.4.5 Ubicación de los retornos 158
5.4.6 Definición de las restricciones ambientales 158
5.4.7 Redes de flujo creadas 159

5.5 Información para el cálculo de la huella hídrica gris en la DHS 160
5.5.1 Concentraciones máximas permitidas 161
5.5.2 Concentraciones de contaminantes en los retornos 161
5.5.3 Concentraciones naturales de contaminantes en las masas de agua 166

CAPÍTULO 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 169

6.1 Huella hídrica de la agricultura de la DHS con HHA_S 169
6.1.1 Cálculo de la HHA_S para tres años con climatología diferente 171
6.1.2 Cálculo de la HHA_S para todo el periodo de simulación 175

6.2 Evaluación de la huella hídrica total de la DHS 180
6.2.1 Huella hídrica verde 180
6.2.2 Huella hídrica azul 180
6.2.3 Huella hídrica gris 184
6.2.4 Huella hídrica total con la HHT 185
6.2.5 Análisis de la sostenibilidad ambiental de la gestión de la DHS 188
6.2.6 Sensibilidad de la huella hídrica gris a la concentración de los retornos de regadío 194
6.2.7 Evolución de la HHT 195
6.2.8 Análisis de la gestión de la DHS utilizando indicadores de comportamiento 200

6.3 Discusión de los resultados de la HHT 209
6.3.1 Huella hídrica azul de la agricultura: HHT-HHA_S 209
6.3.2 Huella hídrica azul total: HHT - HHA_S 209
6.3.3 Huella hídrica total: HHT - HHA_S 210
6.3.4 Huella hídrica total: HHT - HHA_S - Fundación Mapfre. 211

6.4 Análisis de la influencia que han tenido sobre la HHT las principales actuaciones en la gestión de la DHS 212
6.4.1 Trasvase desde el Tajo 212
6.4.2 Desalación en la DHS 216
6.4.3 Depuración y reutilización 219

6.5 Medidas necesarias para alcanzar la sostenibilidad ambiental..... 221

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES 225

7.1 Metodología para el cálculo de la huella hídrica total 225

7.2 Huella hídrica total calculada en la Demarcación Hidrográfica del Segura..... 227

7.3 Futuras líneas de investigación 230

REFERENCIAS 233

ANEXOS 249

Anexo I. Estudio de los recursos de la cabecera del Segura 249

Anexo II. Caudales ecológicos 263

Anexo III. Unidades de demanda agraria (UDA)..... 267

Anexo IV. Construcción de las demandas urbanas (DU) 281

Anexo V. Construcción de las demandas de regadío (DR) 285

Anexo VI. Demandas de regadío (DR) 293

Anexo VII. Datos de los embalses 301

Anexo VIII. Capacidad de las conducciones artificiales..... 303

Anexo IX. Retornos de las redes de flujo creadas con OPTIGES..... 305

Anexo X. Representación gráfica de las redes de flujo creadas con OPTIGES 307

Índice de Tablas

Tabla 1. Coeficientes de cultivo de la ETP por la vegetación (*Kc*). 31
Tabla 2. Capacidades máximas de humedad del suelo (H_{max}) en el modelo SIMPA. 32
Tabla 3. Infiltraciones máximas (I_{max}) en los acuíferos del modelo SIMPA. 33
Tabla 4. Tipos de modelos matemáticos de los SSD. 38
Tabla 5. Naturaleza de las variables de entrada a los modelos matemáticos. 39
Tabla 6. Tipos de problemas de optimización 40
Tabla 7. Niveles del Índice de Falkenmark de estrés hídrico. 61
Tabla 8. Niveles del Índice de Vulnerabilidad de los recursos hídricos. 62
Tabla 9. Huella hídrica de la energía eléctrica. 83
Tabla 10. Selección de espacios naturales y zonas improductivas. 104
Tabla 11. Distribución de la superficie de la DHS entre las provincias. 113
Tabla 12. Balance entre demandas y recursos de la DHS. 118
Tabla 13. Coeficientes de reducción de recursos hídricos por el cambio climático. 121
Tabla 14. Escenarios de la contabilidad de la huella hídrica. 123
Tabla 15. Evolución de la demanda urbana de la DHS por UDU. 132
Tabla 16. Agregación de UDA por zonas climáticas. 135
Tabla 17. Demanda de la ganadería en la DHS. 136
Tabla 18. Evolución de la demanda industrial no conectada de la DHS por UDI. 137
Tabla 19. Evolución de la demanda de los campos de golf de la DHS por UDRG. 139
Tabla 20. Recursos subterráneos de la DHS. 140
Tabla 21. Valores de la regla de operación del trasvase Tajo-Segura. 141
Tabla 22. Retorno urbano dentro de la DHS. 143
Tabla 23. Retorno urbano dentro de la DHS que puede ser reutilizable. 145
Tabla 24. Retorno de regadío en la DHS. 146
Tabla 25. Capacidad de desalación de la DHS y de parte de la DHJ. 147
Tabla 26. Desalación prevista por la CHS para los escenarios: 2010, 2015 y 2027. 148
Tabla 27. Distribución mensual de las demandas urbanas (DU) en el SSD. 157
Tabla 28. Cambios en los escenarios de 1998, 2015 y 2027 respecto al del año 2010. 159
Tabla 29. Concentraciones máximas permitidas en las masas de agua. 161
Tabla 30. Concentraciones de contaminantes en los vertidos difusos. 162
Tabla 31. Concentraciones de los efluentes de las depuradoras en la DHS. 163
Tabla 32. Concentraciones de los influentes y efluentes de las depuradoras de la DHS. 164
Tabla 33. Grado de depuración en la DHS: actual y futura. 165
Tabla 34. Volúmenes de retornos de abastecimiento en la DHS y volúmenes depurados. 165
Tabla 35. Concentraciones equivalentes en los retornos urbanos del modelo OPTIGES. 166
Tabla 36. Concentraciones equivalentes para los escenarios sin depuración y sin reutilización. 166
Tabla 37. Concentraciones naturales de los contaminantes en las masas de agua. 167
Tabla 38. Huella hídrica HHA_S. 171
Tabla 39. Proporción de la huella hídrica HHA_S de cada zona climática. 172

Tabla 40. Huella hídrica HHA_S por unidad de superficie. 173
Tabla 41. Huella hídrica HHA_S per cápita. 175
Tabla 42. Estadísticos básicos de la series de huellas hídricas obtenidas con la HHA_S. 175
Tabla 43. Huella hídrica azul HHT de los suministros a las actividades económicas. 180
Tabla 44. Huellas hídricas azules HHT de la evaporación, trasvase, desalación y reutilización. 181
Tabla 45. Estadísticos básicos de la huella hídrica azul HHT. 183
Tabla 46. Origen del agua azul utilizada en el escenario del estado actual (2010) de HHT. 183
Tabla 47. Huella hídrica gris en el escenario de 2010. 184
Tabla 48. Estadísticos básicos de la huella hídrica gris de HHT. 185
Tabla 49. Estadísticos básicos de la serie de huella hídrica total obtenida con la HHT. 185
Tabla 50. Influencia de la serie de cálculo utilizada en la huella hídrica. 188
Tabla 51. Escasez de agua verde (EA_{Verde}) en el escenario del estado actual (2010). 189
Tabla 52. Escasez de Agua Ecológica (EA_{Azul_Eco}) en el estado actual (2010). 190
Tabla 53. EA_{Azul_Osc} en el estado actual (2010). 191
Tabla 54. Nivel de contaminación del agua superficial (NCA_{Sup}) para el estado actual (2010). 192
Tabla 55. NCA_{Sub} y concentración media de entrada en cada acuífero para el estado actual (2010). 193
Tabla 56. Límites de las concentraciones utilizadas en el análisis de sensibilidad. 194
Tabla 57. Evolución del EA_{Azul_Eco} en el tiempo. 199
Tabla 58. Garantía volumétrica en los escenarios de la IPH. 201
Tabla 59. Garantía anual en los escenarios de la IPH. 203
Tabla 60. Garantía mensual de las demandas en los escenarios de la IPH. 204
Tabla 61. Resiliencia mensual de las DR en los escenarios de la IPH. 206
Tabla 62. Resiliencia anual de las DR en los escenarios de la IPH. 206
Tabla 63. Criterio UTAH de las demandas en los escenarios de la IPH. 207
Tabla 64. Comparación de los resultados de huella hídrica azul HHT y HHA_S en el regadío. 209
Tabla 65. Comparativa de la huella hídrica total. 211
Tabla 66. Comparativa de la huella hídrica per cápita. 212
Tabla 67. Influencia del trasvase desde el Tajo en los EA_{Azul_Eco}. 215
Tabla 68. Influencia del trasvase desde el Tajo en la EA_{Azul_Amb}. 215
Tabla 69. Influencia de la desalación sobre los EA_{Azul_Eco}. 218
Tabla 70. Influencia de la desalación sobre los EA_{Azul_Amb}. 219
Tabla 71. Caudales ecológicos del PHCS de 1998 introducidos en el escenario de 1998 de OPTIGES. 263
Tabla 72. Caudales ecológicos del Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía. 264
Tabla 73. Caudales ecológicos del BPHCS de 2013. 265
Tabla 74. Caudales ecológicos en OPTIGES para los escenarios 2010, 2015 y 2027 266
Tabla 75. Unidades de demanda agraria en el PHCS. 267
Tabla 76. Unidades de demanda agraria para el estado actual (2010). 270
Tabla 77. Unidades de demanda agraria para el escenario 2015. 273
Tabla 78. Unidades de demanda agraria para el escenario 2027. 276
Tabla 79. Clasificación de las UDA por zonas climáticas en el PHCS de 1998 279

Tabla 80. Clasificación de las UDA por zonas climáticas en el BPHCS de 2013. 279
Tabla 81. Demandas urbanas en el modelo OPTIGES de 1998 281
Tabla 82. Demandas urbanas en el modelo OPTIGES de los escenarios 2010, 2015 y 2027. 282
Tabla 83. Distribución mensual las DU introducidas OPTIGES en todos los escenarios. 283
Tabla 84. Coeficientes de las combinaciones lineales con las que se han construido las DR a partir de las UDA para el escenario 1998. 285
Tabla 85. Coeficientes de las combinaciones lineales con las que se han construido las DR a partir de las UDA para los escenarios 2010, 2015 y 2027. 289
Tabla 86. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario de 1998. 293
Tabla 87. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario del estado actual (2010). 295
Tabla 88. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario de 2015. 297
Tabla 89. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario de 2027. 299
Tabla 90. Volúmenes máximos de los embalses introducidos en OPTIGES. 301
Tabla 91 Volúmenes mínimos de los embalses introducidos en OPTIGES. 301
Tabla 92. Tasa de evaporación mensual en los embalses introducidos en OPTIGES. 302
Tabla 93. Curvas batimétricas de los embalses introducidos en OPTIGES. 302
Tabla 94. Caudales máximos de las conducciones artificiales introducidas en OPTIGES. 303
Tabla 95. Relación de retornos introducidos en la simulación de la DHS con OPTIGES. 305

Índice de Figuras

Figura 1. Balance en los depósitos de los modelos hidrológicos....13
Figura 2. Esquema de calibración de un modelo hidrológico....13
Figura 3. Esquema de los modelos de balance con un depósito....16
Figura 4. Esquema de los modelos de balance de dos depósitos....16
Figura 5. Esquema de los modelos de balance de tres depósitos....17
Figura 6. Esquema de los modelos de balance mensuales mixtos: interceptación....19
Figura 7. Esquema de los modelos de balance mixtos: nieve....19
Figura 8. Estructura de un modelo distribuido en superficie y con acuífero agregado....21
Figura 9. Estructura de un modelo hidrológico distribuido....22
Figura 10. Estructura del modelo SIMPA....23
Figura 11. Esquema conceptual modelo Témez....24
Figura 12. Significado físico de los parámetros C, I_{max} del modelo SIMPA....26
Figura 13. Mapa de precipitación....29
Figura 14. Mapa de temperaturas para el cálculo de la evapotranspiración potencial....30
Figura 15. Mapa de evapotranspiración potencial....31
Figura 16. Agregación de los resultados del modelo SIMPA....34
Figura 17. Esquema general de los sistemas soporte a la decisión....36
Figura 18. Estructura de los modelos matemáticos de los SSD....38
Figura 19. Elemento nudo del modelo OPTIGES....48
Figura 20. Elemento embalse del modelo OPTIGES....49
Figura 21. Elemento demanda en el modelo OPTIGES....50
Figura 22. Elemento conducción del modelo OPTIGES....51
Figura 23. By-pass en el modelo OPTIGES....52
Figura 24. Elemento aportación del modelo OPTIGES....52
Figura 25. Elemento retorno del modelo OPTIGES....53
Figura 26. Curva de vulnerabilidad de una demanda....59
Figura 27. Descomposición de la huella hídrica de un producto....68
Figura 28. Huella hídrica directa-indirecta en la cadena de suministro....68
Figura 29. Fases en la evaluación de la huella hídrica....69
Figura 30. Huella hídrica de un proceso como unidad básica en el cálculo de las huellas hídricas....71
Figura 31. Esquema de cálculo de la huella hídrica de un producto: suma de procesos....76
Figura 32. Esquema de cálculo de la huella hídrica de un producto: procesos acumulados....77
Figura 33. Posibles enfoques de cálculo de la huella hídrica de un área geográfica....81
Figura 34. Análisis completo de la sostenibilidad de la huella hídrica de una cuenca hidrográfica....84
Figura 35. Esquema metodológico para el cálculo de la HHA_C y de la HHA_S....91
Figura 36. Huella hídrica para un cultivo con y sin limitación de agua....92
Figura 37. Esquema metodológico general de la HHT....93
Figura 38. Esquema de cálculo de la C_{Eq} de un contaminante i....102
Figura 39. Mapa político de la DHS....112

Figura 40. Hidrogeología de la DHS. 114
Figura 41. Hidrología de la DHS. 115
Figura 42. Principales variables climáticas en la DHS. 116
Figura 43. Serie histórica de recursos hídricos de la DHS. 120
Figura 44. Embalses de la DHS. 124
Figura 45. Canalizaciones artificiales en la DHS. 125
Figura 46. Caudales ecológicos PHCS de 1998, PHN de 2001 y PES de 2007. 127
Figura 47. Regímenes de caudales ecológicos del BPHCS de 2013. 129
Figura 48. Distribución mensual de la demanda urbana de la DHS. 133
Figura 49. Regadíos de la DHS por zonas climáticas. 134
Figura 50. Distribución mensual de la demanda agrícola en la DHS. 135
Figura 51. Distribución mensual de la demanda industrial en la DHS. 137
Figura 52. Volúmenes trasvasados a la DHS desde la cabecera del Tajo (1978/79-2009/10). 142
Figura 53. Principales depuradoras y desalinizadoras en la DHS y parte de Alicante. 145
Figura 54. Red de cauces naturales y embalses en el SSD. 149
Figura 55. Incorporación de las canalizaciones artificiales al SSD. 151
Figura 56. Incorporación de las aportaciones superficiales al SSD. 153
Figura 57. Incorporación de los recursos subterráneos al SSD. 154
Figura 58. Incorporación de los trasvase Tajo-Segura y Negratín al SSD. 155
Figura 59. Incorporación de las desaladoras en el SSD. 155
Figura 60. Incorporación de las demandas al SSD. 157
Figura 61. Incorporación de los retornos al SSD. 158
Figura 62. Rendimiento de la depuración en la Región de Murcia 163
Figura 63. Rendimiento de la eliminación de DBO_5 en la Comunidad Valenciana. 164
Figura 64. Cálculo de la huella hídrica verde: secano y regadío. 170
Figura 65. Distribución mensual de las huellas hídricas HHA_S. 174
Figura 66. Huellas hídricas HHA_S. 176
Figura 67. Relaciones entre las huellas hídricas y la total HHA_S. 177
Figura 68. Variabilidad de las huellas hídricas HHA_S. 178
Figura 69. Densidades de probabilidad estimadas de las huellas hídricas HHA_S. 179
Figura 70. Relación entre los recursos hídricos superficiales y el volumen desalado en la DHS. 182
Figura 71. Densidad de probabilidad estimada de la huella hídrica azul HHT determinada. 184
Figura 72. Huellas hídricas HHT. 186
Figura 73. Relaciones entre las huellas hídricas y la total HHT. 186
Figura 74. Relación entre la huella hídrica azul y la gris (HHT). 187
Figura 75. Densidad de probabilidad estimada para la huella hídrica total HHT. 187
Figura 76. ΔHH_{Gris} por la variación de la concentración de nitratos en los retornos de regadío. 194
Figura 77. Influencia de la concentración de nitratos en los retornos de regadío sobre el NCA_{Sub}. 195
Figura 78. Evolución de la huella hídrica en la planificación hidrológica de la DHS. 196
Figura 79. Evolución de la desalación en la demarcación. 197

Figura 80. Evolución de los índices EA_{Verde}, EA_{Azul} y *NCA*. 198
Figura 81. Evolución de los índices EA_{Azul_Osc}, NCA_{Sup} y NCA_{Sub}. 200
Figura 82. Garantías volumétricas de las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR). 201
Figura 83. Serie de garantías volumétricas anuales en la DR de la Cabecera del Mundo. 202
Figura 84. Garantía anual de las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR). 203
Figura 85. Suministro mensual de la DR de Almería. 204
Figura 86. Garantía mensual de las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR). 205
Figura 87. Diagrama de cajas de la huella hídrica azul obtenida con ambas metodologías. 210
Figura 88. Diagrama de cajas de las huellas hídricas totales obtenidas con ambas metodologías. 211
Figura 89. Variación de la huella hídrica HHT sin el ATS. 213
Figura 90. **Δ**V desalado, **Δ**V bombeado e **Δ**V suministrados sin el ATS. 214
Figura 91. ΔEA_{Verde}, ΔEA_{Azul} e ΔNCA sin el ATS. 214
Figura 92. ΔEA_{Azul_Osc}, ΔNCA_{Sup} e ΔNCA_{Sub} sin el ATS. 216
Figura 93. Variación de la huella hídrica HHT sin desalación. 217
Figura 94. **Δ**V bombeado e **Δ**V suministrados sin desalación. 217
Figura 95. ΔEA_{Verde}, ΔEA_{Azul} e ΔNCA sin desalación. 218
Figura 96. ΔEA_{Azul_Osc}, ΔNCA_{Sub} e ΔNCA_{Sup} sin desalación. 219
Figura 97. ΔHH_{Gris} sin reutilización y sin depuración. 220
Figura 98. ΔNCA_{Sup} e ΔNCA_{Sub} por la depuración y reutilización. 221
Figura 99. Influencia de la tasa de eliminación de fosfatos sobre los *NCA*. 222
Figura 100. Influencia de la tasa de eliminación de la DBO_5 y fosfatos sobre los *NCA*. 223
Figura 101. Escenario del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura en el año 1998. 308
Figura 102. Escenario del estado actual (2010). 309
Figura 103. Escenario a corto (2015) y a largo plazo (2027). 310

Glosario de acrónimos

AACLM: Agencia del Agua de Castilla la Mancha.

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología

ATS: Acueducto Tajo-Segura

BOE: Boletín Oficial del Estado

BPHCS: Borrador del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura

CLC: Corine Land Cover

CHA: Ciclo hidrológico antropizado

CHS: Confederación Hidrográfica del Segura

DA_{Azul}: Disponibilidad de agua azul

DA_{Verde}: Disponibilidad de agua verde

DHS: Demarcación Hidrográfica del Segura

DHJ: Demarcación Hidrográfica del Júcar

DHG: Demarcación Hidrográfica del Guadianda

DHT: Demarcación Hidrográfica del Tajo

DR: Demanda regadío

DU: Demanda urbana

EA_{Azul}: Escasez de agua azul

EA_{Azul_Osc}: Escasez de agua azul oscura

EA_{Azul_Eco}: Escasez de agua azul ecológica

EA_{Azul_Amb}: Escasez de agua azul ambiental

EA_{Verde}: Escasez de agua verde

EPSAR: Entitat de sanejament d'Aigües.

ERH: Evaluación de recursos hídricos

ESAMUR: Entidad Regional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.

ETI: Esquema de Temas Importantes

HH: Huella hídrica

HH_{Azul}: Huella hídrica azul

HH_{Verde}: Huella hídrica verde

HH_{Gris}: Huella hídrica verde

HHA: Huella hídrica de la agricultura

HHA_C: Huella hídrica de la agricultura utilizando el modelo CROPWAT

HHA_S: Huella hídrica de la agricultura utilizando el modelo SIMPA

HHT: Metodología propuesta con la que se determina la huella hídrica total

IGME: Instituto Geológico y Minero de España

IPH: Instrucción de Planificación Hidrológica

LAI: Leaf area index (índice de área foliar)

MCT: Mancomunidad de los Canales del Taibilla

MMA: Ministerio de Medio Ambiente

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

NCA: Nivel de contaminación del agua

NCA_{Sub}: Nivel de contaminación del agua subterránea

NCA_{Sup}: Nivel de contaminación del agua superficial

PES: Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía

PHC: Plan Hidrológico de Cuenca

PHCS: Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura

PHN: Plan Hidrológico Nacional

SSD: Sistema soporte a la decisión

SRH: Sistema de recursos hídricos

UDA: Unidad de demanda agraria

UDI: Unidad de demanda industrial

UDRG: Unidad de demanda de riego de campos de golf

UDU: Unidad de demanda urbana

CAPÍTULO 1. Introducción

El agua es un recurso clave en el desarrollo de la actividad humana dada su condición de elemento imprescindible para la supervivencia y bienestar humano y porque además constituye un factor de producción clave en la mayor parte de los sectores económicos (Naciones Unidas, 2006). Así, y dadas las funciones básicas que desempeña el agua en el desarrollo humano, las Naciones Unidas en la Resolución 64/292 (Naciones Unidas, 2010) reconocen explícitamente el acceso al agua limpia y el saneamiento como derecho humano básico, ya que sin éstos no es posible materializar el resto de derechos humanos. En la Conferencia de Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible Rio +20 celebrada el año 2013, la comunidad internacional ratifica el acceso al agua limpia y el saneamiento como derecho humano, y se insta a los países a la elaboración de planes de gestión integrada y eficiente de los recursos hídricos que aseguren el uso sostenible de los mismos. Este tipo de gestión la define la Asociación Mundial para el Agua como un proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinado del agua, el suelo y los otros recursos relacionados, con el fin de maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (UNESCO, 2009).

Si bien las funciones del agua como activo ambiental y social son actualmente indiscutibles (Martín-Ortega, 2010), no ha sido hasta mediados del siglo XX, y en los países desarrollados cuya economía hídrica había alcanzado su madurez (Buras, 1988), cuando se han empezado a reconocer dichas funciones y se han incorporado a la gestión del recurso agua, ya que tradicionalmente la misma ha perseguido por encima de todo el desarrollo económico de la sociedad, fijando sus objetivos en el suministro de agua para su uso doméstico e industrial, saneamiento de las ciudades, incremento de la irrigación en los campos, el uso industrial, y la protección de los intereses económicos y de las vidas humanas frente a inundaciones. Entre las principales actuaciones que se han venido realizando para alcanzar dichos objetivos destacan los estudios de regulación de embalses, la construcción de infraestructuras, el diseño de planes de regadío, trasvases, estudios de avenidas, etc., todas ellas dentro de un marco regulador en materia de aguas. A este conjunto de actuaciones destinadas a la gestión de los recursos hídricos se le ha venido denominado ya desde el siglo XIX como planificación hidrológica, y su objetivo principal ha sido aumentar la oferta de este recurso con el fin de incrementar el desarrollo económico.

En algunas zonas desarrolladas donde se utilizan la mayoría de los recursos hídricos disponibles, además de haber seguido aplicando medidas específicas de incremento de oferta (trasvases, el aprovechamiento de las aguas subterráneas y la desalación, etc.) se vienen desarrollando políticas orientadas a disminuir el consumo de agua, denominadas comúnmente

como gestión de la demanda. Estas políticas se basan, entre otros, en mejoras de la eficiencia de la gestión de los sistemas de recursos hídricos, la reducción de pérdidas en las redes de distribución, en la modernización de regadíos, políticas tarifarias y/o programas de concienciación ciudadana para el consumo responsable de este recurso escaso.

El concepto y contenido de la planificación hidrológica cambia sustancialmente en Europa con la aparición de la Directiva 2000/CE/60 (CE, 2000), conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), al reconocer formalmente todas las funciones que desempeña el agua para la sociedad y el medio ambiente, dejando se ser una herramienta centrada exclusivamente en el desarrollo económico como hasta entonces. En esta directiva se introducen esencialmente tres aspectos prioritarios, y totalmente novedosos en algunos países de la Unión Europea, en la forma de gestionar los recursos hídricos, los cuales se suman a las clásicas políticas de aumentar la oferta y gestionar la demanda: i) el agua deja de ser un bien comercial y pasa a ser un patrimonio que hay que proteger, ii) estable la demarcación hidrográfica como principal unidad a efectos de la gestión de las cuencas hidrográficas, a las que se otorga la competencia de velar por la calidad de las aguas de transición y costeras, e iii) indica que la planificación hidrológica debe fundamentarse, entre otros, en un análisis económico de los usos del agua y da un protagonismo a los instrumentos económicos en el diseño de políticas de gestión, introduciendo, por ejemplo, los principios de quien contamina paga o el de la recuperación integra de costes.

Así, al considerar el agua como un recurso esencial, el objeto de la DMA es establecer un marco regulador con el cual proteger la calidad ecológica de las aguas, a fin de prevenir del deterioro y/o mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos y de los terrestres y humedales asociados a éstos, evitando y/o reduciendo la contaminación de las masas de agua. Esta directiva diferencia cuatro tipos de masas de agua: superficiales, subterráneas, de transición y costeras, e indica las principales acciones que se deben realizar para que dichas masas alcancen el buen estado ecológico: caracterizar las masas de aguas (superficiales, subterráneas, transición y costeras), definir los indicadores biológicos y físico-químicos más apropiados para identificar las presiones sobre las mismas, evaluar el impacto sobre éstas y, por último, en el caso de que las masas de agua no tengan un buen estado ecológico, definir un programa de medidas para que lo alcancen. Sin embargo, si bien la DMA hace referencia a que se debe garantizar el suministro suficiente de agua a las demandas, no indica qué criterios se tienen que cumplir, dejando esta cuestión en manos de la legislación de cada país miembro.

La trasposición de la DMA a la legislación española en materia de aguas ha incorporado a la misma tres aspectos no abordados hasta entonces, como son la fijación de objetivos medioambientales, el análisis económico de los usos del agua y la competencia sobre la calidad de las aguas de transición y costeras (BOE, 2001a). Los límites terrestres de las demarcaciones hidrográficas son esencialmente los mismos que los de las confederaciones hidrográficas (BOE,

2007a), y se mantienen los objetivos de garantizar el suministro a las demandas consolidadas y proteger el dominio público hidráulico.

Asimismo en España también se ha aprobado recientemente la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH), que ha sistematizado las tareas que tienen que realizar los organismos de cuenca en el proceso de planificación hidrológica (BOE, 2008). Esta norma también ha establecido los criterios con los que verificar el cumplimiento de los dos grandes objetivos básicos de la planificación hidrológica, como son que la garantía en el suministro a las demandas sea suficiente y que existan unos caudales ecológicos en los ríos y unos volúmenes de agua para los humedales que permitan a las masas de agua alcanzar el buen estado ecológico. Las acciones básicas que recomienda la IPH son realizar una evaluación de recursos hídricos (ERH) con la que establecer la oferta de recursos en régimen natural, definir los regímenes de caudales ecológicos y las demandas ambientales, evaluar las demandas presentes y futuras, y realizar balances entre demandas y la oferta de recursos hídricos. Dichos balances se suelen realizar simulando el funcionamiento de la demarcación hidrográfica a partir de un modelo denominado comúnmente como sistema de recursos hídricos (SRH). Los resultados de esta simulación muestran el comportamiento de la gestión de la demarcación hidrográfica bajo varios supuestos, denominados escenarios, y sirven para verificar si se van a cumplir con los objetivos indicados previamente o, si por el contrario, es necesario realizar alguna actuación para subsanar alguna carencia detectada.

La IPH también establece que en la fase de caracterización económica de los usos del agua de cada demarcación hidrográfica, además de los clásicos estudios de demanda, se debe realizar un análisis novedoso, como es la determinación de la huella hídrica de los distintos sectores socioeconómicos. La huella hídrica es un indicador que estandariza la producción económica en una unidad común: el volumen de agua dulce consumida. Su nombre se debe a la analogía que Hoekstra (2003) realiza de este indicador con el más conocido de la huella de carbono, ya que su primera formulación se utilizó para determinar el consumo de agua que realizan los habitantes de un país con el fin de concienciar sobre el impacto que dicho consumo tiene sobre los recursos hídricos.

La huella hídrica cuantifica el volumen de agua dulce que supone la utilización de los recursos hídricos como factor de producción, diferenciando, por colores, el tipo de uso que se hace de la misma. El agua verde es la precipitación que se almacena en el suelo en forma de humedad y su consumo por una actividad económica, principalmente por evapotranspiración de los cultivos, genera huella hídrica verde. El agua azul son los recursos hídricos naturales (superficiales y subterráneos) de una cuenca hidrográfica y su extracción del medio natural para su uso como factor de producción genera huella hídrica azul. Por último, la acción de contaminar los recursos hídricos naturales genera huella hídrica gris.

El ámbito de aplicación de la evaluación de la huella hídrica es muy amplio, ya que puede determinarse, por ejemplo, la huella hídrica de un producto, de un grupo de consumidores, la de una empresa, la generada por la producción de un área geográfica, etc. En una demarcación hidrográfica se pueden utilizar básicamente dos tipos: la huella hídrica de los productos consumidos por los habitantes que viven en ella, denominada como huella hídrica estándar, o determinar la de la producción de las actividades económicas ubicadas dentro de la misma, denominada en este caso como huella hídrica interna o adaptada.

Esta última es un indicador global de la apropiación de los recursos de agua dulce, ya que muestra los volúmenes de agua consumidos y su origen, tiene en cuenta los usos del suelo y da una orientación preliminar sobre los volúmenes necesarios para reducir la contaminación causada por la actividad económica (Hoekstra & Chapagain, 2010). Asimismo, el valor de la huella hídrica interna permite, además, realizar un análisis de sostenibilidad de la misma en la demarcación hidrográfica, que consiste en comparar la huella hídrica de los consumos que se realizan con el agua verde y azul disponible en la misma y la huella hídrica de los vertidos con la capacidad de asimilación de éstos por parte de los recursos hídricos (Hoekstra et al., 2009). Por ello la evaluación de la huella hídrica interna de una demarcación hidrográfica no solo sirve para caracterizar el uso del agua en los distintos sectores socioeconómicos, sino que además proporciona una información precisa y homogénea para evaluar el grado de sostenibilidad de un modelo determinado de planificación hidrológica.

Dada la novedad de este concepto y la complejidad de su implementación práctica, existen aún muy pocas aplicaciones empíricas referenciadas en la literatura a nivel de demarcación hidrográfica, y las que existen suelen solo abordar algún aspecto parcial. Cabe destacar que una de las primeras aplicaciones de la huella hídrica a nivel territorial es la realizada por Aldaya & Llamas (2008) para la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. En este trabajo pionero solo se considera la agricultura como actividad económica, no se calcula la huella hídrica gris, no se diferencia el origen de los recursos utilizados, no considera la posibilidad de infradotaciones y el cálculo se realiza para años aislados. Con el fin de subsanar algunas de estas limitaciones, Salmoral et al. (2011) realizan el cálculo de la que denominan huella hídrica “extendida” de la cuenca del Guadalquivir, ya que combinan el concepto de huella hídrica interna con el del valor económico del agua. Este estudio, que se realiza para un periodo de 12 años consecutivos, aunque considerados aisladamente, incluye todos los sectores económicos, incorpora restricciones en las demandas en función del volumen embalsado en cada año, diferencia entre agua subterráneas y superficiales, estima la huella hídrica de la evaporación en los embalses e integra el valor de la huella hídrica en el balance del ciclo hidrológico de la cuenca, pero no tiene en cuenta la influencia de acciones que afectan al volumen de agua azul disponible de una cuenca, como son la capacidad de regulación de los embalses, los retornos y la reutilización. A

finales de 2013 se ha presentado un tercer trabajo que aborda de forma parcial la evaluación de la huella hídrica en la Demarcación Hidrográfica del Duero, estudiando solamente la agricultura en la misma (de Miguel, 2013).

Además de estas tres aplicaciones realizadas en cuencas españolas, no existen referenciados casos prácticos a nivel de cuenca o demarcación hidrográfica en otras latitudes. Los pocos estudios realizados contienen solo cálculos parciales para años aislados que no tienen en cuenta la capacidad de regulación de las cuencas, no evalúan de forma completa la componente gris, y no realizan análisis completos de la sostenibilidad de la huella hídrica (Zeng et al., 2012).

Es por ello que, expuestas las simplificaciones y limitaciones que incorporan las aplicaciones del concepto de huella hídrica desarrolladas hasta el momento y vista la importancia que este indicador tiene para la gestión integrada de los usos del agua y del desarrollo sostenible, en este trabajo se presenta una propuesta metodológica novedosa para realizar la contabilidad de la huella hídrica interna de una demarcación hidrográfica, a la que denominaremos huella hídrica total (HHT), siendo éste el objetivo central de la investigación aquí presentada.

En esta propuesta se van a incorporar dos de las acciones centrales que plantea la IPH en el proceso de planificación hidrológica: 1) utilizando para la evaluación de recursos hídricos un modelo hidrológico que incorpore la evapotranspiración de los cultivos (agua verde), y 2) en la simulación del sistema de recursos hídricos (SRH) un sistema soporte a la decisión (SSD) que tenga en cuenta los usos potenciales del agua, la regulación de los embalses, las restricciones en las demandas en periodos de escasez y que proporcione los retornos de las mismas. La unión de estos dos modelos proporciona la simulación del denominado ciclo hidrológico antropizado (CHA) y sus resultados son los flujos de agua que se producen dentro de una demarcación hidrográfica: la evapotranspiración de los cultivos, el suministro de agua a las actividades económicas, la evaporación en los embalses, las extracciones de los acuíferos, los retornos contaminados de las demandas, etc. Sobre todos estos inputs de la modelización se construye la contabilidad de la huella hídrica interna, en la que va a ser posible incluir la huella hídrica gris al conocer los caudales que retornan al SRH.

Además, el cálculo de la huella hídrica total (HHT) se va a realizar para una serie histórica de años a escala mensual y de forma continua, lo que permite incluir el efecto de la regulación de los recursos hídricos de la cuenca y obtener una serie de huellas hídricas (verde, azul y gris) con las que va a ser posible estimar la sensibilidad de los resultados, superando los cálculos puntuales para condiciones concretas de los enfoques hasta ahora utilizados.

El trabajar con la huella hídrica total y el conocer los flujos del CHA, va a posibilitar desarrollar el análisis de la sostenibilidad ambiental integral para los tres tipos de huellas hídricas, pudiendo

valorar las presiones que las actividades económicas realizan sobre los recursos hídricos e identificar si las masas de agua alcanzan el buen estado.

Una vez motivada la línea de investigación y presentado el objetivo general, se concretan a continuación los principales hitos u objetivos parciales alcanzados en este trabajo:

- Desarrollar una nueva metodología para el cálculo de la huella hídrica total (HHT) de una demarcación hidrográfica que subsane las deficiencias que presentan los cálculos realizados hasta el momento, permitiendo su uso como indicador de sostenibilidad ambiental en la planificación hidrológica.
- Aplicar la metodología propuesta (HHT) en uno de los ámbitos de planificación hidrológica más complejos de Europa, la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS). Para la misma se han de contemplar prácticamente todas las acciones que afectan a la gestión de los recursos hídricos de una demarcación hidrográfica, como son la reutilización, la depuración, los trasvases y/o la desalación, por lo que la generalidad del método propuesto está garantizada.
- Determinar el valor de la huella hídrica total de la DHS, utilizar este indicador para determinar si la planificación hidrológica que actualmente se está desarrollando es sostenible y contrastar los resultados obtenidos con los de otras metodologías aplicadas en la misma demarcación.
- Conocer la evolución de la huella hídrica de la DHS en el tiempo y establecer, asimismo, la evolución de la sostenibilidad ambiental de la planificación hidrológica, para así conocer si se va a alcanzar el buen estado de las masas de agua.
- Comparar la información que el indicador huella hídrica proporciona sobre la gestión de una demarcación hidrográfica con los que habitualmente se utilizan en planificación hidrológica.
- Establecer la influencia que sobre la huella hídrica tienen las cuatro principales actuaciones en materia de planificación hidrológica que el organismo de cuenca de la DHS ha tomado en los últimos 40 años: el trasvase desde el Tajo, la desalación, la depuración y la reutilización.
- Plantear, si fuera necesario, las líneas de actuación más apropiadas para alcanzar una gestión sostenible que garantice los recursos hídricos futuros en la DHS conocidos la evolución de la huella hídrica total, la sostenibilidad ambiental de la planificación hidrológica planteada en la misma y los efectos que sobre los mismos tienen las principales actuaciones que se han ejecutado en la DHS.

Una vez justificada la importancia y el alcance del tema de investigación, y explicitados los objetivos perseguidos en la misma se presenta, para finalizar esta introducción, la estructura

general de esta memoria de investigación, formada por siete capítulos, la sección de referencias, varios anexos y un glosario de acrónimos.

A este primer capítulo de introducción y objetivos, le siguen dos donde se presenta el estado del arte de las metodologías principales que se aplican en este trabajo de investigación. En el capítulo segundo, denominado “Simulación del ciclo hidrológico antropizado”, se exponen dos acciones básicas en la planificación hidrológica: la evaluación de recursos hídricos (ERH) y la simulación de los sistemas de recursos hídricos (SRH), que en su conjunto conforman el ciclo hidrológico antropizado (CHA) y cuyos resultados son los datos de entrada para la contabilidad de la huella hídrica total. En el tercer capítulo “Huella hídrica”, se expone el estado del arte de la huella hídrica, detallándose la base teórica de dicho indicador, los antecedentes en sus aplicaciones prácticas, y haciendo especial énfasis en aquellos relacionados con las demarcaciones hidrográficas. En el cuarto capítulo, “Huella hídrica de una demarcación hidrográfica” se presenta entre otros, el detalle de la contabilidad de la huella hídrica total (HHT), metodología que se propone en este trabajo. Asimismo, se desarrolla una nueva propuesta para el análisis de la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica de una demarcación hidrográfica siguiendo las directrices de Hoekstra et al. (2011). En el quinto capítulo, “Caracterización del caso de estudio: la Demarcación Hidrográfica del Segura”, se realiza una descripción general de la DHS, se indican los diferentes escenarios de cálculo que se van a utilizar, se expone la información que se va a emplear y se detalla cómo se ha creado una de las modelizaciones de esta demarcación. En el sexto capítulo “Resultados y discusión” se presentan, analizan y discuten los resultados obtenidos de la aplicación práctica. En el séptimo capítulo “Conclusiones” se presentan, a modo resumen, las principales conclusiones que se derivan de este trabajo de investigación, tanto de la propuesta metodológica como de la aplicación práctica, presentándose para finalizar varias líneas de investigación futuras que servirían para complementar el trabajo realizado en esta tesis doctoral.

CAPÍTULO 2. Simulación del ciclo hidrológico antropizado

En este capítulo se presenta el ciclo hidrológico antropizado (CHA), cuyos resultados se van a emplear en este trabajo para la contabilidad de la huella hídrica de una demarcación hidrográfica. Este ciclo se puede dividir esencialmente en dos partes, la evaluación de recursos hídricos (ERH), que sirve para estimar los recursos hídricos de la cuenca hidrográfica, y la simulación del sistema de recursos hídricos (SRH), que se utiliza para distribuir estos recursos entre los diferentes usos del agua ubicados dentro de la misma.

En la primera parte de este capítulo se presentan los métodos más empleados en la ERH haciendo especial énfasis en los modelos hidrológicos mensuales, ya que los mismos se van emplear para simular el CHA. En la segunda parte se hace una revisión de las principales metodologías empleadas en la simulación de los SRH, destacando los sistemas soporte a la decisión (SSD).

2.1 Evaluación de recursos hídricos

El objetivo de la evaluación de recursos hídricos (ERH) es conocer la disponibilidad de recursos hídricos naturales dentro de una cuenca hidrológica con el fin de poder realizar una adecuada ordenación de los usos del agua. Para realizar dicha evaluación los dos métodos más utilizados son la restitución al régimen natural y los modelos hidrológicos. Ambos dan como principal resultado unas series de caudales en régimen natural que representan los recursos hídricos superficiales de la cuenca.

La restitución al régimen natural parte de mediciones en las estaciones de aforo de una cuenca hidrográfica y requiere conocer las alteraciones antrópicas que se han realizado en la misma (Wurbs, 2006), siendo su resultado más preciso cuando se conoce toda la información para poder llevarla a cabo. En cuencas donde no se dispone de información suficiente se tiene que recurrir a modelos hidrológicos para la ERH que, a partir de variables climáticas registradas dentro de la misma y de unos parámetros calibrados con los pocos caudales restituidos que se disponen, son capaces de simular los flujos del ciclo hidrológico natural, entre los que se encuentran las series de caudales en régimen natural de dicha cuenca (Arnell, 1999).

Dadas las características de estos dos métodos, la ERH se suele realizar aplicando de forma conjunta la restitución al régimen natural con los modelos hidrológicos (Littlewood & Marsh, 1996), con el fin de aprovechar las ventajas que proporcionan ambos.

En algunas cuencas, sobre todo en zonas de escasez, los recursos superficiales no son suficientes para satisfacer las demandas de agua de las actividades económicas y se utilizan las aguas subterráneas para completar el suministro de las mismas. Cuando sucede esto, también se deben evaluar los recursos subterráneos utilizando modelos matemáticos que simulan los acuíferos en

los que se encuentran (Pulido-Velázquez et al., 2009), para así realizar una adecuada gestión de los mismos.

Ahora bien, la mayoría de los acuíferos suelen estar relacionados con las aguas superficiales y toda la recarga natural de los mismos termina convirtiéndose, tarde o temprano, en caudales base de los ríos (Arnold & Allen, 1999). Algunos modelos hidrológicos tienen en cuenta estas relaciones y son capaces de estimar el caudal superficial que procede de las aguas subterráneas, lo que evita contabilizar dos veces los recursos hídricos, una como subterráneos y otra como superficiales. De este modo se reduce el riesgo de sobreestimar los recursos disponibles, que suele conducir a una sobreexplotación de las aguas subterráneas (Grindlay et al., 2011).

En los casos de acuíferos con poca relación con las aguas superficiales, la evaluación de los recursos hídricos subterráneos se suele realizar de forma aislada sin tener en cuenta las aguas superficiales y asumiendo que las recargas de los mismos coinciden con los recursos hídricos renovables que pueden ser utilizados (Molina et al., 2011).

Aparte de los recursos hídricos naturales existen otras fuentes alternativas, como son la reutilización, la desalinización y los trasvases (Grindlay et al., 2009). Estos recursos no están ligados al ciclo hidrológico sino que dependen de infraestructuras o son retornos de usos anteriores, por lo que no se deben contemplar en el campo de la ERH sino como un anexo al mismo.

Por tanto, en resumen, la ERH consiste en conocer la disponibilidad espacial y temporal de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de una cuenca así como las relaciones existentes entre ambos (Dessu et al., 2014).

2.1.1 Restitución al régimen natural

La restitución al régimen natural sirve para eliminar las afecciones que el hombre ha realizado sobre el ciclo hidrológico apoyándose en la ecuación de balance (Andreu & Estrela, 1993), y proporciona como resultado los caudales naturales que habrían circulado por la cuenca si no hubiera existido alteración antrópica en la misma (Kim & Wurbs, 2011).

Para aplicar este método se necesita disponer de mediciones de caudales y conocer las alteraciones que la actividad humana ha realizado sobre los recursos hídricos de la cuenca. Los resultados que proporciona suelen ser fiables en zonas poco alteradas, como son las cabeceras de los ríos, ya que los caudales aforados cerca de la desembocadura generalmente están muy modificados (regulación, derivaciones, bombeos, retornos, etc.) y no suelen existir registros de todas las alteraciones.

La escala temporal más utilizada en la restitución al régimen natural es la mensual. También existen aplicaciones prácticas a escala diaria, aunque no se suelen emplear en el campo de la ERH (García et al., 2008).

El caudal medido en un cauce por medio de una estación de aforos (Q_a) es el punto de partida para poder realizar el balance. A este caudal se le eliminan las alteraciones que se han realizado aguas arriba de la estación, siendo la expresión general de la restitución:

$$Q_r = Q_a + D + B + E - V - T - R \pm \Delta V$$

Donde:

- Q_r: caudal en régimen natural.
- Q_a: caudal aforado.
- D: caudal derivado.
- B: caudal bombeado de los acuíferos relacionados con las aguas superficiales.
- E: caudal evaporado en los embalses.
- V: caudal vertido.
- T: caudal trasvasado desde otras cuencas.
- R: recarga artificial en acuíferos.
- ΔV: variaciones de volumen almacenado en los embalses de aguas arriba.

De este modo el caudal restituido (Q_r) para cada mes es el propio registro del aforo (Q_a) más los caudales derivados (D), los caudales extraídos del acuífero con el que tiene relación hidráulica (B) y la evaporación en los embalses (E). A este valor se le tienen que restar los caudales vertidos (V), los trasvases de otras cuencas (T) y la posible recarga artificial (R). En los meses en los que se produce un incremento del volumen almacenado en los embalses ubicados aguas arriba del aforo, al caudal medido se le suma dicho incremento ($+\Delta V$), y en los que se produzca una descenso del volumen se le resta ($-\Delta V$).

Las fases para aplicar este método son esencialmente:

1. Establecer en qué aforos se va realizar la restitución.
2. Reconstruir las series históricas de alteraciones que han sufrido los caudales medidos en dichas estaciones de aforo e incorporarlas a los mismos.
3. Contrastar los resultados y rellenar los datos ausentes.

En la primera fase se tienen que localizar todas las estaciones de aforo y recopilar las mediciones que se hayan registrado en ellas, para posteriormente analizar las series de caudales con el fin de desechar aquellas que tienen escasos registros, las que proceden de estaciones cuya localización es irrelevante y las que tienen datos poco fiables. La fiabilidad de las series se suele establecer con uno o varios análisis entre los que se encuentran: la comparación con registros de

otros aforos cercanos, la comparación con series de precipitaciones registradas cerca del aforo o la comprobación de la homogeneidad de las mediciones (Chang & Lee, 1974).

En la segunda fase se reconstruyen las series de alteraciones, como por ejemplo las evaporaciones en los embalses, las derivaciones para riego, etc. Habitualmente no existen muchos registros ni metodologías estándar para estimarlas, por lo que se tiene que recurrir a diferentes aproximaciones en función de la información disponible. Entre los métodos más utilizados en la estimación de las alteraciones se encuentran, desde sofisticados modelos estadísticos hasta simples aproximaciones a partir de valores medios. En esta fase es cuando se introduce la mayor incertidumbre en los resultados y el valor final obtenido dependerá de la calidad de la información de que se disponga y de la experiencia del técnico que realice la restitución.

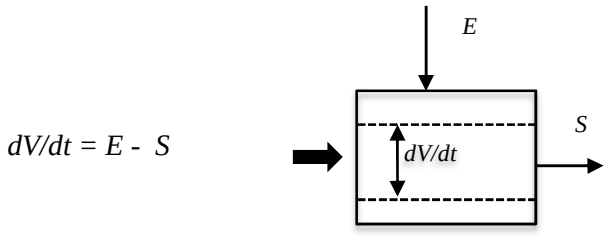
Antes de aceptar las series como válidas es necesario realizar la tercera fase en la que se aplica algún contraste para corroborar los resultados obtenidos, siendo los más frecuentes el análisis de la correlación entre series de la misma cuenca o/y el estudio de los incrementos de caudales (Wurbs, 2005). El primero consiste en comparar las series obtenidas entre sí utilizando el coeficiente de correlación como indicador de semejanza, ya que las series de caudales ubicadas dentro de una misma área geográfica, y sobre todo si pertenecen al mismo río, deben proporcionar un coeficiente de correlación elevado. En el segundo se asume que el caudal del río en régimen natural siempre crece conforme avanza aguas abajo (aunque pueden existir excepciones, p.e. río Guadiana) (Pires et al., 1999), con el fin de evitar incrementos negativos de caudal, lo que implicaría que en una cuenca se han generado caudales negativos.

El relleno de datos ausentes se suele llevar a cabo utilizando varias técnicas matemáticas, entre las que se encuentran los procesos autorregresivos, regresiones lineales a partir de otras series cercanas, relaciones entre áreas de cuencas, modelos hidrológicos, etc. (Wurbs, 2005). Una vez completadas las series se debe volver a comprobar que el caudal aumenta conforme desciende el río, ya que las técnicas de relleno no suelen incluir esta restricción. Si se cumple esta última condición se da por terminada la restitución, obteniéndose las series de caudales en régimen natural depuradas y completas que representan los recursos hídricos de una cuenca.

2.1.2 Modelos hidrológicos de balance

En cuencas cuyo ciclo hidrológico se encuentra muy alterado o en aquellas en las que no se dispone de información suficiente para realizar la restitución al régimen natural, se recurre a modelos hidrológicos para evaluar los recursos hídricos. A estos modelos se les denomina de balance porque simulan el ciclo hidrológico aplicando la ecuación de balance en un modelo conceptual compuesto por al menos un depósito. Para cada depósito dV/dt sería la variación de volumen almacenado, E serían las entradas y S las salidas (Figura 1).

Figura 1. Balance en los depósitos de los modelos hidrológicos



Fuente: elaboración propia

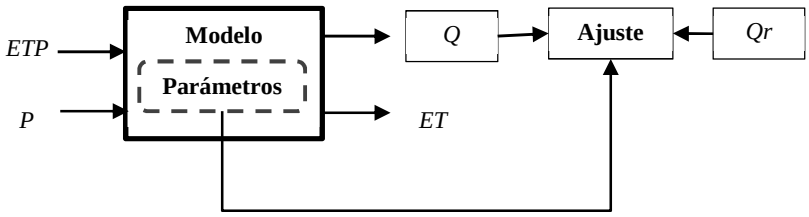
Para todos estos modelos, independientemente del número de depósitos de que conste su estructura, la variable de entrada suele ser la precipitación (*P*) y las salidas son los caudales (*Q*) y la evapotranspiración real (*ET*) (Zhang et al., 2008).

$$dV/dt = P - ET - Q$$

Además de estas variables de entrada y de salida, uno de los datos que habitualmente se requiere es la evapotranspiración potencial (*ETP*), que sirve para establecer el máximo valor posible de evapotranspiración real (*ET*).

Las ecuaciones que establecen las entradas y salidas de agua en cada depósito se rigen por varios parámetros que se suelen ajustar con datos reales, generalmente los caudales de salida en régimen natural (Q_r) de una cuenca (Xu & Vandewiele, 1995). A este proceso de ajuste se le denomina calibración del modelo (Figura 2) y se puede realizar mediante diferentes técnicas, que van desde una simple calibración manual (prueba-error), hasta técnicas sofisticadas de optimización (Vrugt et al., 2006; Yapo et al., 1998) o de simulación (Kuczera & Parent, 1998; Vrugt et al., 2008).

Figura 2. Esquema de calibración de un modelo hidrológico



Fuente: elaboración propia

Antes de realizar la calibración se establecen unas condiciones iniciales en los depósitos que componen el modelo hidrológico. Como no se conoce el valor de dichas condiciones se les suele asignar un valor aleatorio acorde con el orden de magnitud de la variable que representan. Los primeros años que se simulan sirven para que el valor de estas condiciones se adapte a la características de la cuenca, denominándose a este periodo como calentamiento del modelo

(Klemes, 1986). Los resultados obtenidos en este calentamiento no se tienen en cuenta ni en el ajuste del modelo ni como solución del mismo.

A continuación se describen las diferentes tipologías de modelos hidrológicos existentes y se profundiza en los modelos a escala mensual, los más utilizados en la ERH y aplicados en este trabajo.

2.1.2.1 Tipos de modelos

Existen numerosos modelos hidrológicos de balance cuya estructura, escala temporal de cálculo y procesos hidrológicos que simulan depende del objetivo de su aplicación. Por ejemplo, si el objetivo es la ERH de una cuenca de gran tamaño (de unos 20.000 km^2) se suele utilizar en el cálculo una escala mensual con una estructura espacial basada en modelos agregados o distribuidos con una resolución grande (p.e. celdas 1-2 km^2), siendo los principales procesos hidrológicos la precipitación, la evapotranspiración y la escorrentía superficial. Sin embargo, si el objetivo es determinar una onda de avenida en una pequeña cuenca se suele emplear para el cálculo una escala temporal menor, como la horaria, y un cálculo distribuido con celdas más pequeñas (p.e. celdas 25 m^2). Asimismo, en el cálculo de avenidas se utilizan otros procesos hidrológicos de corta duración, como son la escorrentía sub-superficial y la propagación de caudales (Eum et al., 2012) y se suele eliminar la evapotranspiración (Charalambous et al., 2013) porque es despreciable frente a una precipitación torrencial.

En los modelos hidrológicos cuanto mayor es la zona de estudio mayor suele ser la escala temporal de cálculo y, generalmente, no se tienen en cuenta los procesos hidrológicos de corta duración.

Dependiendo del objetivo que se quiera alcanzar el modelo exigirá unas u otras variables de entrada. Estas variables se obtienen a partir de mediciones de campo (estaciones meteorológicas, radar, modelo digital de elevaciones, etc.), a las que se les aplica formulaciones matemáticas con el fin de adaptarlas a los requerimientos del mismo. Entre estas destacan las que tienen por objetivo caracterizar la geometría de la cuenca, las que estudian de forma detallada algún proceso físico, y las que sirven para estimar otras variables.

Los cálculos relacionados con la geometría sirven para definir los límites de las cuencas hidrográficas, la red de drenaje, la pendiente media, el tiempo de concentración, etc.

Por otro lado, la reproducción de procesos físicos a pequeña escala sirve para estudiar con detalle algún proceso hidrológico (simuladores de lluvia, lisímetros, campos de medidas de humedad, etc.). Este tipo de trabajos se realizan en cuencas piloto instrumentalizadas, con el fin de determinar el valor de los parámetros de las expresiones matemáticas que rigen los procesos hidrológicos, los cuales se utilizan posteriormente en los modelos hidrológicos de balance.

Las transformaciones matemáticas sirven para estimar nuevas variables a partir de las mediciones de campo, como es el caso de la evapotranspiración potencial que se determina a partir de la temperatura, humedad del aire, velocidad del viento, etc. Asimismo, también se utilizan formulaciones matemáticas para el relleno de series de datos (Kondrashov & Ghil, 2006), para la interpolación de variables en el espacio (Jeffrey et al., 2001), etc.

2.1.2.2 Modelos hidrológicos mensuales

Los primeros modelos mensuales fueron desarrollados a mitad del siglo XX (Thornthwaite, 1948; Thornthwaite & Mather, 1955, 1957). En su origen, el objetivo de los mismos era el estudio de los procesos hidrológicos (Xu & Singh, 1998) pero, dada su capacidad de reproducir caudales a partir de variables climáticas, pronto se empezaron a utilizar para estimar caudales en zonas donde nunca se habían realizado mediciones, para la predicción a corto plazo y para el rellenado de series restituidas (Kim & Wurbs, 2011).

La gran utilidad de estos modelos ha dado lugar a que se hayan empleado profusamente en planificación hidrológica para la ERH y en el diseño de proyectos de ingeniería hidráulica, tales como el dimensionamiento de presas (Alley, 1985; Vandewiele & Elias, 1995). Asimismo, también se han desarrollado otras aplicaciones prácticas, como son el estudio de la influencia que el cambio climático y los usos del suelo tienen sobre los recursos hídricos (Arnell, 1992; Gleick, 1986; Guo et al., 2002; Middelkoop et al., 2001; Niel et al., 2003; Wilk & Hughes, 2002; Xu & Halldin, 1997; Xu et al., 2012).

Los modelos mensuales simulan el ciclo hidrológico utilizando una estructura conceptual compuesta por uno o varios depósitos en los que se aplica la ecuación de balance (Figura 1) y cuya implementación matemática se puede llevar a cabo mediante una estructura espacial agregada, semi-distribuida o distribuida.

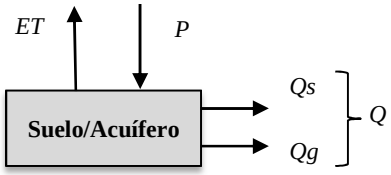
2.1.2.2.1 Estructura conceptual de los modelos de balance mensuales

A continuación se presentan las principales estructuras conceptuales de los modelos de balance a escala mensual siguiendo el criterio de menor a mayor número de depósitos. Generalmente, cuanto mayor es el número de depósitos, más procesos hidrológicos se simulan y mayor es la complejidad del modelo.

Modelos de un depósito

Estos modelos utilizan un único depósito que representa conjuntamente el balance de humedad en el suelo y en el acuífero (Figura 3). La entrada en este modelo es la precipitación (*P*) y las salidas son la evapotranspiración real (*ET*) y la escorrentía (*Q*) que, generalmente, se divide en dos componentes: superficial (*Qs*) y subterránea (*Qg*).

Figura 3. Esquema de los modelos de balance con un depósito.



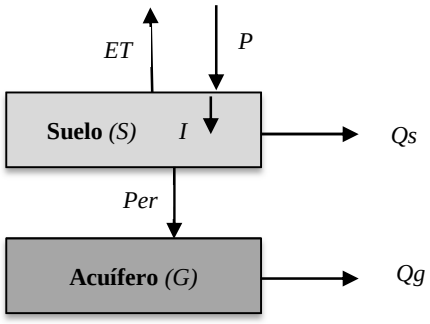
Fuente: elaboración propia

Existen diferentes modelos que utilizan esta forma de recrear el ciclo hidrológico, entre los que destacan por su importancia el modelo WASMOD (Xu, 2002) y el modelo de Van der Beken & Byloos (1977).

Modelos de dos depósitos

Dentro de los modelos de balance de agua, los modelos de dos depósitos suelen ser los más utilizados. El depósito superior representa al suelo y el inferior al acuífero (Figura 4). Sobre el primero se sustentan todos los procesos hidrológicos relacionados con el flujo en medio no saturado, siendo los más importantes la precipitación (*P*), la infiltración (*I*), la evapotranspiración (*ET*) y el aumento de humedad del suelo (*S*). En el depósito inferior se simulan los procesos relacionados con el flujo en medio saturado, entre los que se encuentran la percolación (*Per*), el aumento del volumen de agua en el acuífero (*G*) y las surgencias de aguas subterráneas (*Qg*).

Figura 4. Esquema de los modelos de balance de dos depósitos.



Fuente: elaboración propia

El funcionamiento de este tipo de modelos es el siguiente:

- En primer lugar, la precipitación se introduce en el suelo produciendo un aumento de la humedad (*S*).
- La humedad del suelo, en función de los criterios de cada modelo, se puede convertir en evapotranspiración real (*ET*), escorrentía directa (*Qs*), percolación (*Per*) y en humedad que queda en el suelo (*S*).

- Con el volumen almacenado en el acuífero (*G*), más la recarga (*Per*) se determina la descarga del acuífero que suele asimilarse a la escorrentía subterránea (*Qg*).

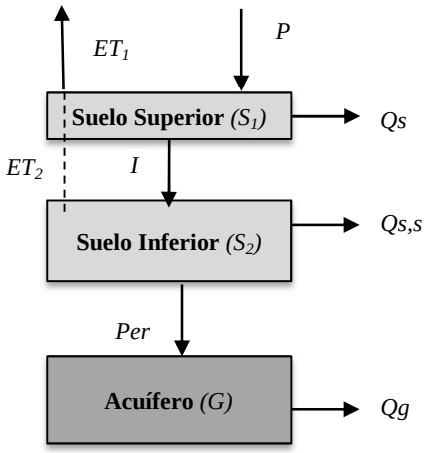
En general, la capacidad del depósito superior está limitada (humedad máxima que puede almacenar el suelo), mientras que el volumen del acuífero es ilimitado.

Entre los modelos de balance de este tipo los más utilizados son: el modelo de Témez (1977), el modelo abcd (Thomas, 1981), el Tα-model (Alley, 1984), los modelos tipo GR2 (Makhlouf & Michel, 1994; Mouelhi et al., 2006a) y los modelos Guo (Guo et al., 2002; Xiong & Guo, 1999).

Modelos de tres depósitos

Los modelos de tres depósitos (Figura 5) dividen el suelo en dos partes; una representa la parte más superficial del suelo (S_1) y otra la parte más profunda (S_2). El acuífero se sigue representando por un único depósito (*G*). La variable de entrada es la precipitación (*P*) y las de salida son la evapotranspiración real que se produce en la parte superficial (ET_1) e inferior (ET_2) del suelo y la escorrentía divida en tres componentes: sub-superficial (*Qs,s)*, superficial (*Qs*) y subterránea (*Qg*).

Figura 5. Esquema de los modelos de balance de tres depósitos.



Fuente: elaboración propia

En el mismo:

- La precipitación se introduce en el suelo superior y hace aumentar la humedad en éste (S_1).
- Si hay suficiente humedad, ésta se reparte entre escorrentía superficial (*Qs*), infiltración (*I*) y evapotranspiración real (ET_1). Si la humedad en este depósito es escasa, no hay escorrentía superficial ni infiltración, solamente existe evapotranspiración real (ET_1). Además, si no hay humedad suficiente para satisfacer las demandas de la

evapotranspiración potencial (*ETP*), parte del agua acumulada en el suelo inferior (S_2) también se convierte en evapotranspiración real (ET_2).

- Si el suelo superior alcanza su capacidad máxima, se produce infiltración hacia el suelo inferior y, cuando la humedad de este depósito (S_2) es lo suficientemente alta, se produce la escorrentía sub-superficial (*Qs,s*) y percolación hacia el acuífero (*Per*). En caso contrario, solamente puede haber salidas del suelo superior en forma de evapotranspiración real (ET_2).
- El acuífero recibe agua procedente de la percolación (*Per*) y se incrementa el volumen de agua almacenado en el mismo (*G*), que suele ser la variable que rige la descarga de dicho acuífero (*Qg*).

Al igual que en la estructura anterior, los depósitos que representan al suelo (S_1 y S_2) tienen volumen máximo, mientras que el volumen del acuífero es ilimitado.

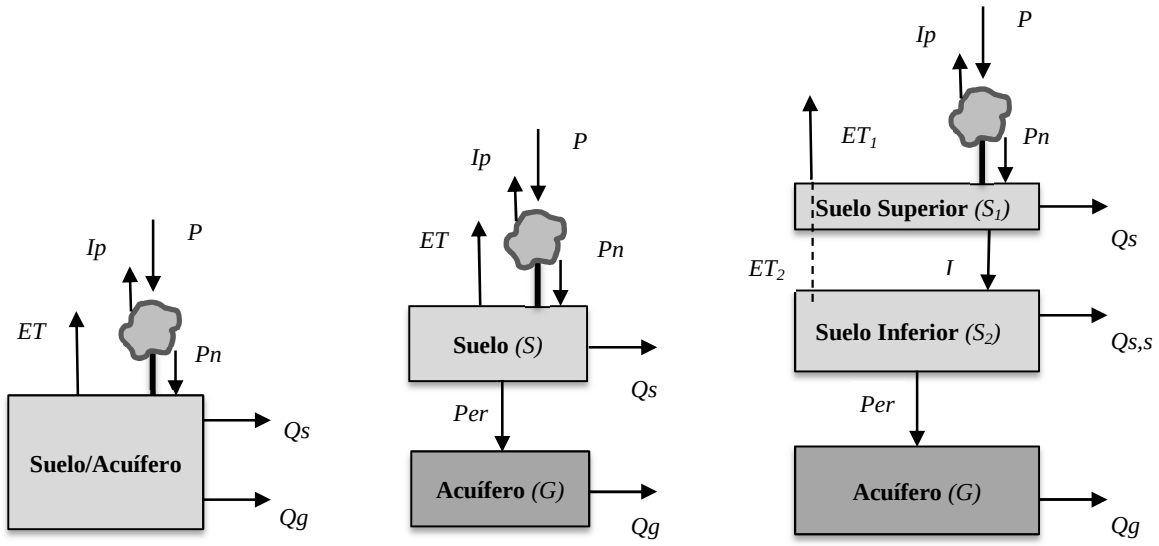
Dentro de este grupo de modelos se encuentran los modelos diseñados por Haan (1972), Palmer et al. (1980) y Jazim (2006).

Modelos mixtos

Surgen de la combinación de uno de los modelos de balance mensual y de uno o varios módulos externos que reproducen nuevos procesos hidrológicos, como son los módulos de interceptación (de Groen & Savenije, 2006; Kochendorfer & Ramírez, 2010) y/o el de nieve-fusión (Vankatwijk et al., 1993).

La interceptación es la cantidad de agua retenida en la cobertura vegetal que posteriormente se evapora y vuelve a la atmosfera. Este proceso hidrológico suele tener importancia en zonas con una gran cobertura vegetal, como son los bosques tropicales (Wagner et al., 2011). Para los modelos de balance la interceptación *(Ip)* representa una reducción de la precipitación (Figura 6) que alcanza el suelo, denominada como precipitación neta *(Pn)*, y se estima a partir de la precipitación (*P*), del índice de área foliar (LAI), de la temperatura, etc. Si no se introduce este proceso específicamente en el modelo se asume que está incluido dentro de la evapotranspiración.

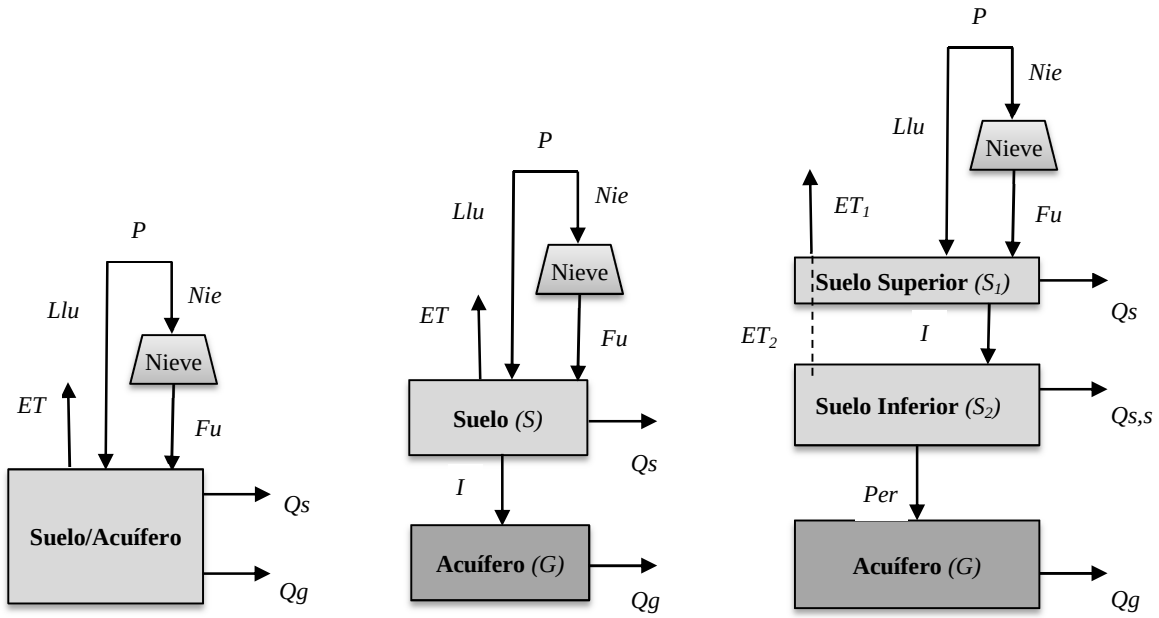
Figura 6. Esquema de los modelos de balance mensuales mixtos: interceptación.



Fuente: elaboración propia

Por otro lado, en cuencas donde parte de la precipitación se produce en forma de nieve, como en cuencas de alta montaña o en zonas de altas latitudes, se suele emplear un módulo de nieve-fusión (Figura 7). Estos módulos sirven para determinar que parte de la precipitación se produce en forma de nieve (*Nie*) y cual en forma de lluvia (*Llu*), a la vez que estiman la cantidad de nieve acumulada que se funde (*Fu*). La variable climática que usualmente se utiliza para definir estos dos procesos es la temperatura (Xu, 2002).

Figura 7. Esquema de los modelos de balance mixtos: nieve.



Fuente: elaboración propia

2.1.2.2.2 Estructura espacial de los modelos mensuales

Una vez revisada la estructura conceptual de los modelos mensuales, se presentan las diferentes estructuras espaciales que se utilizan a la hora de aplicarlas y que se pueden clasificar en tres grupos, los que aplican la estructura conceptual del modelo de forma agregada para toda la cuenca (Karpouzos et al., 2011), los que lo hacen mediante la unión de varios modelos agregados, llamados semi-distribuidos (Frances et al., 2007), y aquellos que las emplean de forma distribuida (Stehr et al., 2008). Los modelos agregados presentan como principales ventajas frente a los distribuidos que necesitan menor información de partida, que son más sencillos de calibrar y que es posible identificar la estructura del modelo (Mouelhi et al., 2006b), siendo su mayor desventaja la falta de detalle. En cambio, los distribuidos son capaces de simular las heterogeneidades de una cuenca recreando un modelo que se asemeje más a la realidad (Pohl et al., 2005). Entre ambas estructuras, se encuentran los semi-distribuidos (Guo et al., 2005) que, sin tener la complejidad de los modelos distribuidos pueden tener en cuenta las principales heterogeneidades de una cuenca.

Si la estructura que se utiliza es agregada, la estructura conceptual se aplica a la cuenca directamente. Por el contrario, si la estructura es semi-distribuida o distribuida, cada elemento que lo compone (subcuencas o celdas) posee una estructura conceptual y es preciso definir previamente las relaciones entre los diferentes elementos que lo componen.

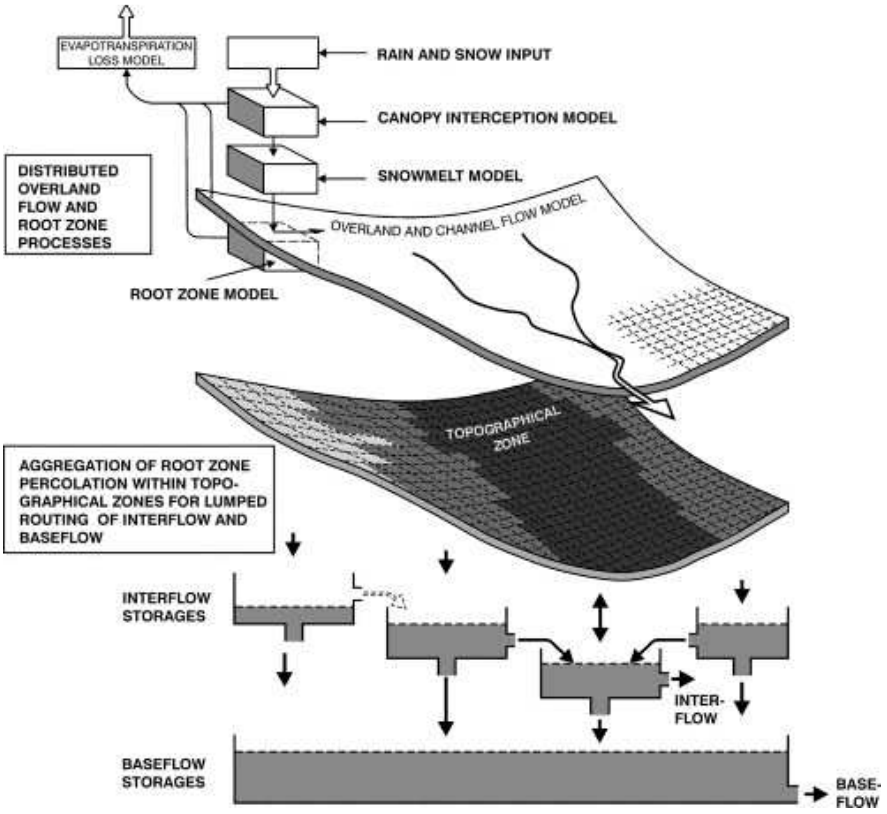
En los modelos semi-distribuidos estas relaciones son sencillas, ya que generalmente basta con definir cómo se unen los caudales de salida de las subcuencas. Sin embargo, en los distribuidos suelen ser más complejas dado el elevado número de celdas en las que se divide la cuenca. Las relaciones entre estas últimas se suelen definir por gradientes (pendientes topográficas en el flujo superficial, de altura piezométrica en flujos subterráneos, etc.) y sirven para establecer las direcciones y el valor de los caudales laterales entre celdas (Yeh et al., 2004). Aparte de las relaciones entre elementos, los modelos distribuidos y los semi-distribuidos pueden incorporar subrutinas que evalúan el efecto de la propagación de caudales (Ponce & Yevjevich, 1978).

La estructura distribuida a veces se puede encontrar combinada con otra agregada o semi-distribuida que simula el balance subterráneo, lo que hace que los modelos distribuidos se pueden clasificar en dos grupos, los que simulan todo el ciclo hidrológico de forma distribuida y los que utilizan una estructura agregada (o semi-distribuida) para las aguas subterráneas.

Modelos distribuidos con estructura agregada para los acuíferos

Representan de forma distribuida la fase superficial del suelo y de forma agregada la fase subterránea (Figura 8). Es necesario definir previamente la geometría del acuífero con el fin de indicar en qué celdas existe fase subterránea, es decir, existe percolación hacia el acuífero, y en cuales sólo existe intercambio de agua con las celdas adyacentes. Un ejemplo de esta estructura es el modelo SIMPA (Estrela & Quintas, 1996) que se utiliza en este trabajo y que se presenta en el apartado siguiente.

Figura 8. Estructura de un modelo distribuido en superficie y con acuífero agregado.

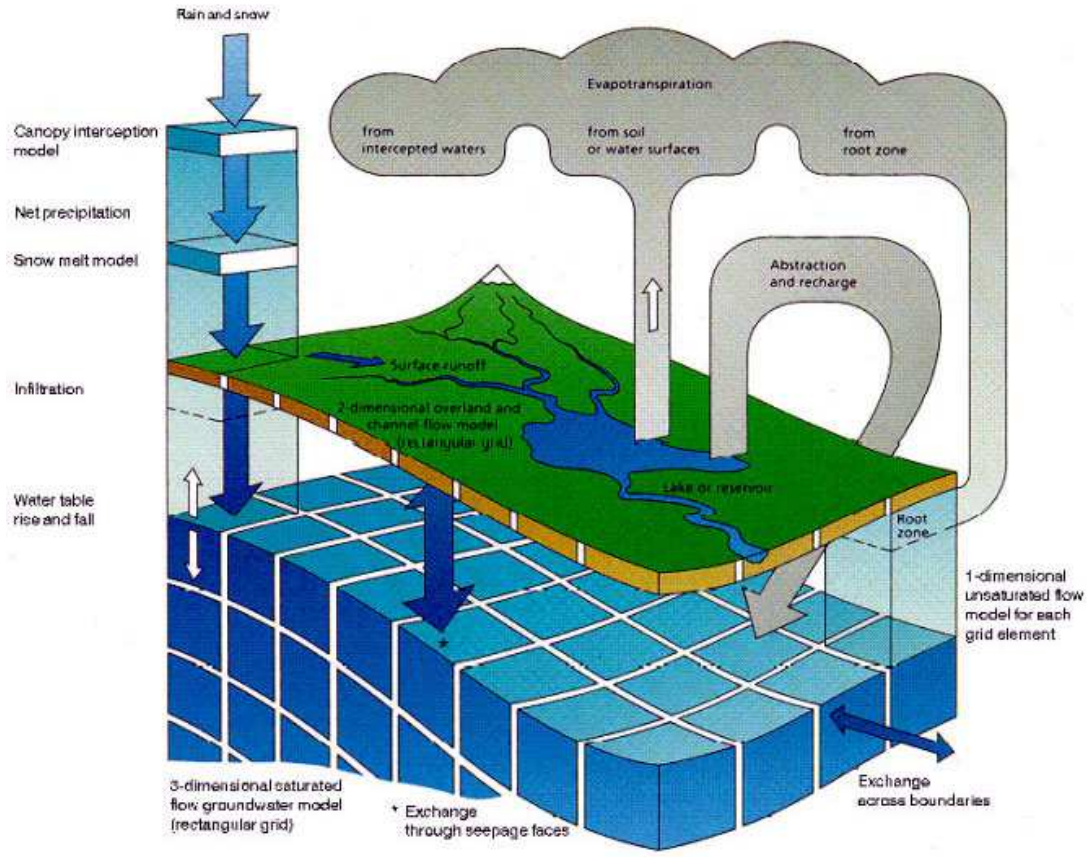


Fuente: Andersen et al. (2002).

Modelos distribuidos con estructura distribuida para los acuíferos

Simulan de forma distribuida tanto el ciclo hidrológico en el suelo como en el acuífero (Figura 9). Estos modelos necesitan información con un mayor grado de detalle para su calibración, por lo que a veces se suele reducir la escala temporal para ampliar el número de datos. Si se reduce la escala temporal, se deben incorporar procesos hidrológicos de corta duración, como es el flujo sub-superficial, lo que suele suponer un aumento del número de depósitos verticales sobre una celda, tal como ocurre en el modelo distribuido TETIS (Frances et al., 2007) que tiene seis depósitos (nieve, vegetación y parte más superficial del suelo, dos depósitos más para el suelo, acuífero y cauce). Además de esta última formulación, dos de los más conocidos son el modelo MIKE-SHE (Thompson et al., 2004) y el modelo SWAT (Arnold et al., 1998).

Figura 9. Estructura de un modelo hidrológico distribuido.

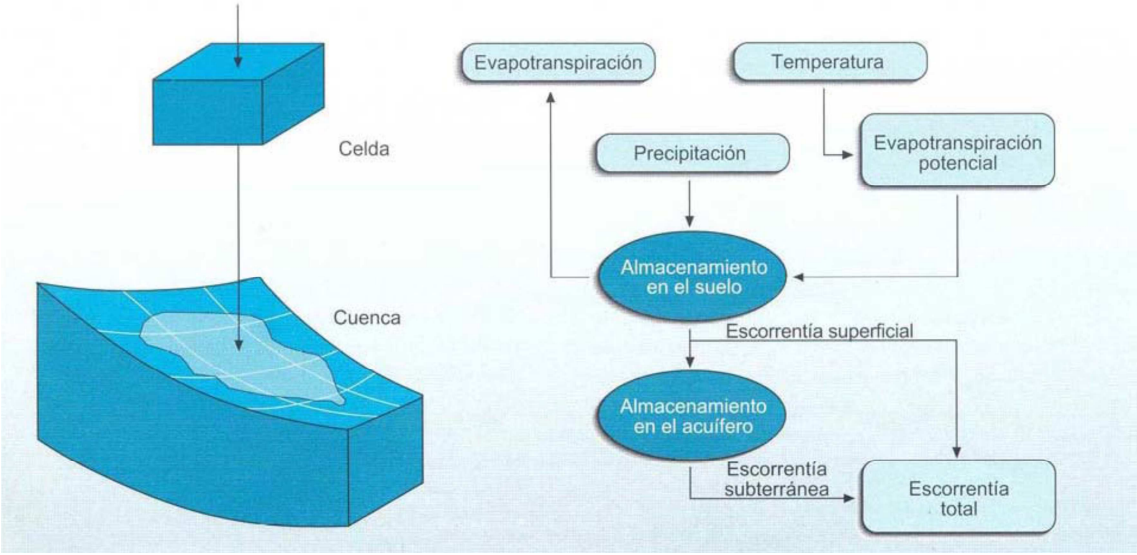


Fuente: Refsgaard & Knudsen (1996).

2.1.3 Modelo hidrológico SIMPA

El modelo SIMPA (Simulación Precipitación-Aportación) es un modelo hidrológico de balance distribuido (Estrela & Quintas, 1996) que utiliza en cada celda la estructura conceptual del modelo de Témez (Témez, 1977) y que simula las aguas subterráneas de forma agregada (Figura 10). Este modelo es el módulo de evaluación de recursos hídricos del Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación Aportación, que fue creado con el fin de almacenar y gestionar la información hidrológica de toda España y que se conoce también por el acrónimo SIMPA. Dicho sistema integrado ha sido desarrollado por el Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) que pertenece al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA).

Figura 10. Estructura del modelo SIMPA.



Fuente: MMA, (2000a)

En este trabajo de investigación se va a utilizar el modelo SIMPA dado que:

- El mismo ha sido diseñado y aplicado para toda España y es el que habitualmente se utiliza en la planificación hidrológica española (MMA, 2000a; CHS, 2007; CHS, 2013a; CHS, 2013b).
- El valor de la evapotranspiración potencial (*ETP*) que utiliza tiene en cuenta los cultivos existentes, lo que permite asociar la evapotranspiración real (agua verde) de las celdas en las que existen cultivos con la huella hídrica verde.
- Además del agua verde, también proporciona la escorrentía superficial y subterránea de la cuenca, variables que se introducen posteriormente en el SSD para determinar la huella hídrica azul y gris. Este modelo distribuye toda el agua de precipitación que entra en la cuenca en azul y verde, lo que hace que los resultados de la huella hídrica estén acoplados.

- Los resultados del modelo SIMPA han sido contrastados con los de otros cuatro modelos de balance en varios puntos de la cabecera de la demarcación estudiada, demostrándose que es uno de los que mejores resultados proporciona, como demuestran el trabajo de Pellicer-Martínez & Martínez-Paz (2014) incluido en su integridad en el Anexo I de esta memoria.

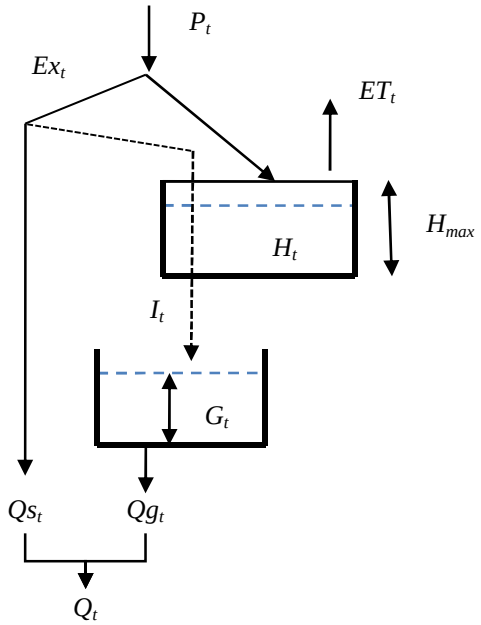
A continuación se presenta la estructura conceptual del modelo de Témez, que es la que utiliza el modelo SIMPA en cada celda, detallando las expresiones matemáticas que rigen los flujos entre los depósitos. Seguidamente se describen las características de la estructura espacial del modelo SIMPA y cómo ha sido aplicado en España.

2.1.3.1 Modelo de Témez

El modelo de Témez es un modelo de balance mensual cuya estructura conceptual se compone de dos depósitos (Figura 11). El superior posee una capacidad máxima de almacenar humedad (H_{max}) mientras que el inferior no tiene capacidad límite. Los procesos hidrológicos más importantes que simula son la precipitación (P_t), la evapotranspiración (ET_t), la infiltración (I_t) y la escorrentía superficial (Qs_t) y subterránea (Qg_t).

En la presentación de este modelo las variables en forma de series temporales tienen el subíndice *t* con el fin de diferenciarlas de los parámetros y de las condiciones iniciales.

Figura 11. Esquema conceptual modelo Témez.



Fuente: elaboración propia.

La simulación comienza con la precipitación en forma de lluvia que, una vez alcanza el suelo, se transforma en humedad del suelo (H_t) y en excedente de humedad (Ex_t), que termina convirtiéndose en parte de la escorrentía superficial (Qs_t) y, si las condiciones son adecuadas, en infiltración (I_t) hacia las aguas subterráneas.

El excedente de humedad (Ex_t) se estima utilizando una formulación similar a la del número de curva (Ponce & Hawkins, 1996) en la que el primer paso consiste en establecer la capacidad de almacenar agua por parte del suelo (P_{0t}). El valor de P_{0t} se calcula multiplicando la cantidad de agua que falta para saturar el suelo por un parámetro *C*, denominado coeficiente de excedente del suelo.

$$P_{0t} = C \cdot (H_{max} - H_{t-1})$$

Si al final de la iteración del mes anterior (*t-1*) el suelo se encuentra totalmente saturado ($H_{t-1}=H_{max}$) el valor de P_{0t} será nulo, pero si el suelo está seco ($H_{t-1}=0$) su valor será máximo.

Si la precipitación en un mes (P_t) es inferior a P_{0t} no hay excedente de humedad del suelo ($Ex_t=0$), mientras que si es superior a este umbral (P_{0t}) el excedente se determina por una ecuación cuadrática (Figura 12).

$$Ex_t = 0 \qquad si\ P_t \leq P_{0t}$$

$$Ex_t = \frac{(P_t - P_{0t})^2}{P_t + \delta_t - 2 \cdot P_{0t}} \qquad si\ P_t > P_{0t}$$

En la ecuación anterior, el valor de δ_t es la suma de la evapotranspiración potencial (ETP_t) y la cantidad de agua necesaria para alcanzar la saturación en el suelo ($H_{max} - H_{t-1}$), y expresa la cantidad de precipitación que no es susceptible de transformarse en excedente de humedad.

$$\delta_t = H_{max} - H_{t-1} + ETP_t$$

Una vez calculado el valor del excedente (Ex_t) se realiza el balance dentro del depósito superior, con el fin de establecer la humedad que queda en el suelo (H_t) y la evapotranspiración real (ET_t).

El valor de la humedad del suelo no puede ser negativo por lo que se establece el cero como límite inferior para esta variable. Del mismo modo, se establece la evapotranspiración potencial como el valor máximo de evapotranspiración real que puede producirse.

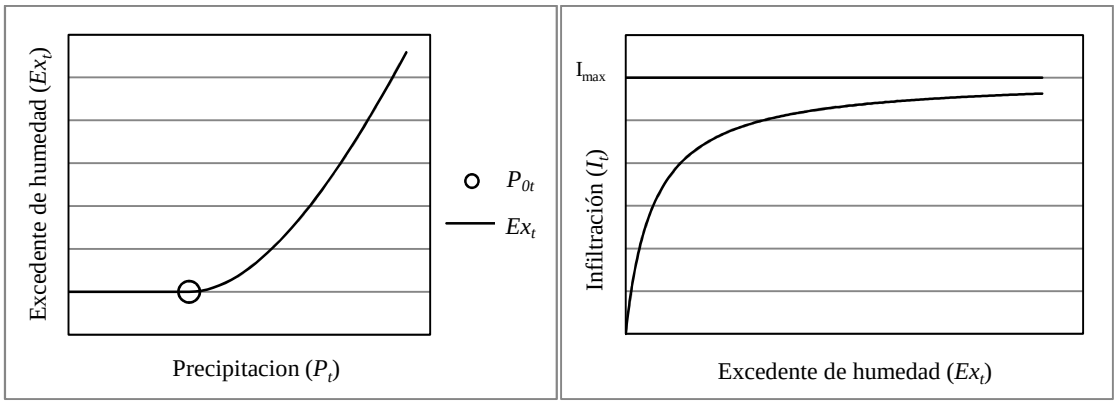
$$H_t = max(0;\ H_{t-1} + P_t - Ex_t - ETP_t) \qquad ET_t = min(H_{t-1} + P_t - Ex_t;\ ETP_t)$$

La infiltración (I_t) es una parte del excedente de humedad del suelo que sale del depósito superior, y se estima a partir de dicho excedente y de un parámetro que establece el valor máximo de la misma (I_{max}).

$$I_t = I_{max} \cdot \frac{Ex_t}{Ex_t + I_{max}}$$

Esta expresión representa una infiltración creciente conforme aumenta el excedente (Ex_t) hasta alcanzar el valor máximo I_{max} asintóticamente (Figura 12), siendo el excedente que no se infiltra la escorrentía superficial (Qs_t).

Figura 12. Significado físico de los parámetros C, I_{max} del modelo SIMPA.



Fuente: elaboración propia.

$$Qs_t = Ex_t - I_t$$

El modelo de Témez asume que la infiltración que se produce en un mes (I_t) alcanza la zona no saturada de los acuíferos en el mismo mes, lo que permite igualarla con la percolación que recarga el acuífero.

El acuífero se simula como un modelo unicelular cuya descarga se basa en la función exponencial que representa la curva de agotamiento de un manantial. La variable de estado es el volumen almacenado en al acuífero (G_t) y el caudal de salida (Qg_t) se obtiene de la siguiente expresión:

$$Qg_t = \alpha \cdot G_t$$

Donde α es parámetro denominado coeficiente de descarga que tienen por dimensiones tiempo^{-1}.

Al aplicar la ecuación de balance al acuífero se obtiene la siguiente ecuación diferencial:

$$I_t - Qg_t = \frac{dG}{dt} \quad \rightarrow \quad I_t - \alpha \cdot G_t = \frac{dG}{dt}$$

La resolución de esta ecuación diferencial para unas condiciones iniciales Qg_{t-1} y G_{t-1} proporciona el volumen final del depósito inferior a partir de la siguiente expresión:

$$G_t = G_{t-1} \cdot e^{-\alpha \cdot t} + \frac{I_t}{\alpha} \cdot (1 - e^{-\alpha \cdot t})$$

Por lo que el caudal drenado por el acuífero (Qg_t) es la variación de volumen en el depósito inferior más la infiltración en ese mes. Este caudal representa la aportación subterránea hacia el

caudal superficial, ya sea en forma de nacimientos, manantiales o como descarga lateral del acuífero en los cauces.

$$Qg_t = G_{t-1} - G_t + I_t$$

La suma de la escorrentía superficial y subterránea es el caudal mensual de salida de la cuenca.

$$Q_t = Qs_t + Qg_t$$

A modo de resumen el modelo de Témez simula el ciclo hidrológico de una cuenca hidrográfica a partir de la siguiente información:

- La superficie de la cuenca.
- 2 variables de entrada: precipitación (P_t) y evapotranspiración mensual (ETP_t).
- 4 parámetros: capacidad máxima del suelo (H_{max}), infiltración máxima (I_{max}), coeficiente de excedente del suelo (C), coeficiente de descarga del acuífero (α).
- 2 condiciones iniciales: humedad inicial del suelo H_0 y volumen almacenado en el acuífero G_0.
- 6 variables de salida: evapotranspiración real (ET_t), infiltración (I_t), la humedad del suelo (H_t), volumen almacenado en el acuífero (G_t), la escorrentía superficial (Qs_t) y la escorrentía subterránea (Qg_t).

2.1.3.2 Aplicación del modelo SIMPA en España

En la aplicación del modelo SIMPA para toda España realizada por el Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) el tamaño de celda que se ha empleado es de 1 km^2, por lo que contiene más de 500.000 celdas. Para la simulación del mismo, las variables de entrada (P y ETP) son series de mapas ráster con celdas de 1 km^2 que se han creado con registros históricos en estaciones meteorológicas desde octubre de 1940 hasta septiembre de 2010 (840 meses y 70 años hidrológicos). Para su calibración se necesitan, por cada celda, dos condiciones iniciales y tres parámetros (C, H_{max}, I_{max}), ya que la fase subterránea del ciclo hidrológico se considera en zonas en las que existe un acuífero importante y se realiza de forma agregada, utilizándose un único parámetro α por cada acuífero.

Debido a la gran cantidad de información que se utiliza en la aplicación de este modelo se usa un sistema de información geográfica para poder manejarla, empleándose mapas rásters (distribuida) para los datos de entrada del ciclo hidrológico superficial (P_t, ETP_t, H_0, H_{max}, I_{max}, C) y vectoriales (agregada) para el parámetro de descarga de las aguas subterráneas (α). Una vez aplicado el modelo, los resultados del mismo (ET_t, I_t, H_t, G_t, Qs_t, Qg_t) se suelen agregar por cuencas hidrográficas, por lo que también se utilizan mapas vectoriales que las definan.

En resumen, los mapas ráster que se precisan son:

- Serie de 840 mapas ráster de precipitaciones (P_t).
- Serie de 840 mapas ráster de evapotranspiración potencial (ETP_t).
- Mapa ráster de humedad máxima del suelo (H_{max}).
- Mapa ráster de infiltración máxima (I_{max}).
- Mapa ráster de coeficiente de excedente del suelo (C).
- Mapa ráster con las condiciones iniciales del suelo (H_0).

Y los mapas vectoriales que se necesitan son:

- Mapa vectorial de delimitación de los acuíferos con los coeficientes de descarga (α) y las condiciones iniciales (G_0).
- Mapa vectorial de delimitación de las cuencas hidrográficas.

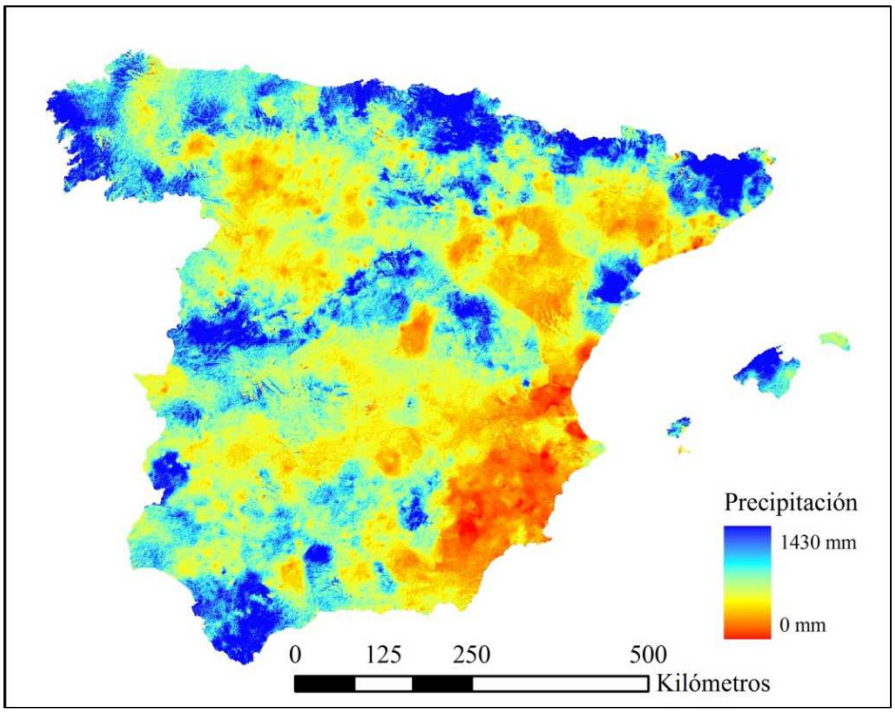
En la web del MAGRAMA (http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/descargas/mapas.jsp) está disponible gran parte de esta información, como son las series de mapas ráster de entrada y de salida del modelo para la serie histórica entre los años hidrológicos 1940/41 y 2009/10.

A continuación se detalla cómo han desarrollado los técnicos del CEH mapas de entrada al modelo a partir de datos climáticos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). Asimismo, también se exponen como se han determinado los parámetros del modelo a partir de la clasificación litológica del Instituto Geológico Minero de España (IGME) y la de usos del suelo del Corine Land Cover (CLC).

2.1.3.2.1 Precipitación

Los mapas mensuales de precipitación se han creado por la interpolación espacial de datos pluviométricos utilizando el método del inverso de la distancia al cuadrado (Figura 13). El rellenado previo de datos en las series de precipitación se ha llevado a cabo mediante un modelo de regresión doble y la introducción de un ruido blanco en la regresión con el objetivo de mantener la varianza de cada serie rellenada. En zonas en las que existe poca información pluviométrica se han recreado series sintéticas teniendo en cuenta: la correlación con otras series cercanas, la altitud, la orientación y exposición de las laderas a las tormentas y los balances regionales precipitación-aportación de cada zona (MMA, 2000a)

Figura 13. Mapa de precipitación.



Fuente: elaboración propia con datos del MAGRAMA (2012).

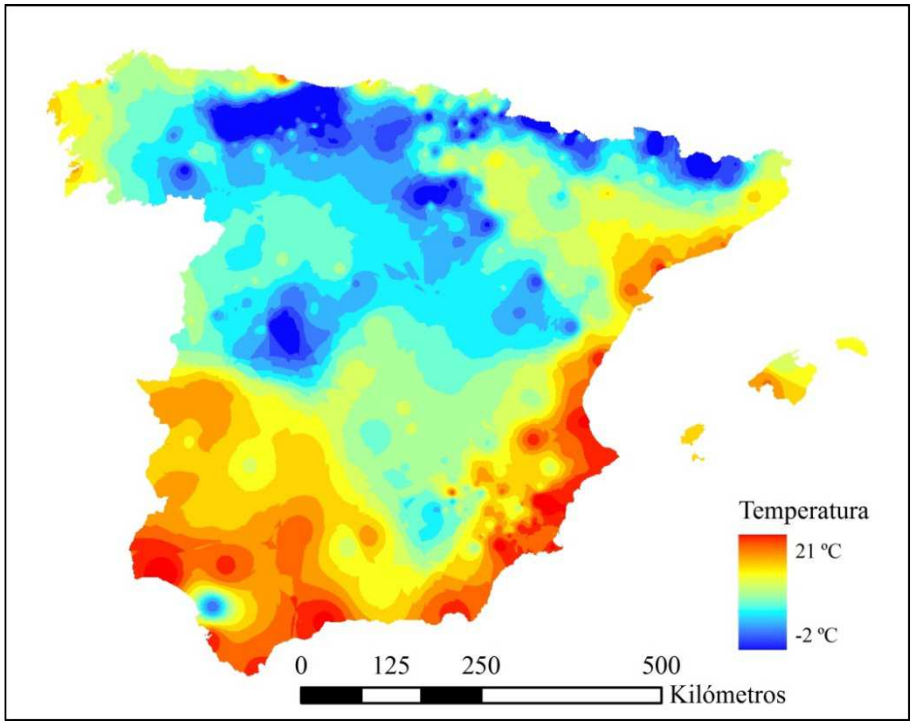
2.1.3.2.2 Evapotranspiración potencial

La evapotranspiración potencial (*ETP*) mensual se calcula en primer lugar con el método de Thornthwaite (Portela & Santos, 2007). Posteriormente, los valores obtenidos con esta metodología se multiplican por los coeficientes que adaptan los resultados a los que hubiera proporcionado el método de Penman-Monteith (van der Schrier et al., 2011), que requiere más información y es más preciso. Los valores finales de ETP se corrigen por el coeficiente de cultivo (*Kc*) para así tener en cuenta el efecto de la vegetación existente en cada celda. Los datos de entrada de los dos métodos proceden de la AEMET y el proceso de cálculo se puede resumir en los pasos siguientes:

1. Cálculo de mapas de temperatura media mensual utilizando el inverso de la distancia al cuadrado.
2. Cálculo de la evapotranspiración por el método de Thornthwaite a escala mensual para cada celda, ETP_{Th}.
3. En las estaciones meteorológicas en las que existe suficiente información para el cálculo de la ETP por el método de Penman-Monteih, se determina por ambos métodos: ETP_{PM} y ETP_{Th}.

4. Para cada mes del año, en las estaciones en las que existen ambos valores de evapotranspiración (Penman-Monteith y Thornthwaite), se calcula el coeficiente corrector que los relaciona (ETP_{PM}/ETP_{Th}).
5. Interpolación espacial de estos coeficientes correctores con el objetivo de crear 12 mapas de coeficientes correctores de la evapotranspiración de Thornthwaite, uno para cada mes del año.
6. Aplicar a los mapas de evapotranspiración de Thronthwaite los 12 mapas de coeficientes de corrección anteriores, ETP_{PM}/ETP_{Th}.
7. Aplicar el coeficiente de cultivo de la evapotranspiración potencial (*Kc*) a los mapas de evapotranspiración corregidos con el coeficiente ETP_{PM}/ETP_{Th}..

Figura 14. Mapa de temperaturas para el cálculo de la evapotranspiración potencial.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2012).

Todas las interpolaciones (temperaturas, coeficientes ETP_{PM}/ETP_{Th}) se realizan con el método del inverso de la distancia al cuadrado (Figura 14). Antes de la interpolación espacial de la temperatura media mensual, las series de temperaturas registradas se rellenan con la misma técnica estadística que se utiliza con la precipitación, con el objetivo de mantener la varianza de las series originales. Asimismo, en zonas de montaña con escasez de datos se generan series sintéticas de temperatura a partir del valor de la temperatura media de estaciones con alta correlación entre sí y la altitud.

El coeficiente de cultivo de la ETP debido a la vegetación existente (*Kc*) está relacionado con el uso del suelo y los valores del mapa de *Kc* se establecen con la clasificación de los usos del suelo del CLC (Tabla 1).

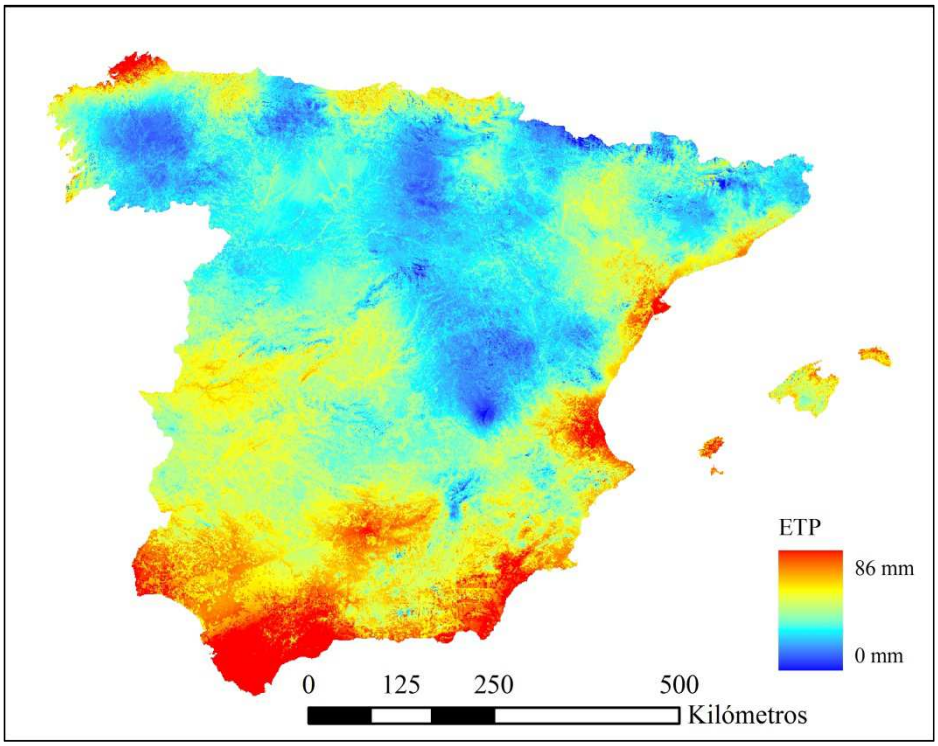
Tabla 1. Coeficientes de cultivo de la ETP por la vegetación (*Kc*).

Uso del Suelo (CLC)	**Coeficiente de cultivo (%) de la *ETP***
Áreas con poca vegetación	80
Tierras de labor	87
Sistemas agrícolas heterogéneas	91
Cultivos permanentes	93
Vegetación arbustiva y/o herbácea	95
Bosque mixto	97
Bosque de frondosas y coníferas	98
Superficies de agua, artificiales y humedales	100
Praderas	100

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Libro Blanco del Agua (2000).

Una vez aplicado el coeficiente *Kc* los mapas de evapotranspiración potencial (*ETP*) quedan como el de la Figura 15.

Figura 15. Mapa de evapotranspiración potencial.



Fuente: elaboración propia a partir de datos del MAGRAMA (2012).

2.1.3.2.3 Calibración: determinación de parámetros

Pese a que existen técnicas de calibración propias para los modelos distribuidos (Frances et al., 2007), el valor de los parámetros del modelo SIMPA no se calibra con las mismas, dado el elevado número de parámetros del mismo. Su valor se establece a partir de características de las cuencas: usos del suelo, litología, forma de las curvas de recesión de los caudales y un valor constante para el parámetro *C*.

La capacidad máxima de humedad del suelo (H_{max}) se relaciona con los usos del suelo y el valor de este parámetro se establece a partir de la clasificación CLC (Tabla 2).

Tabla 2. Capacidades máximas de humedad del suelo (H_{max}) en el modelo SIMPA.

Uso del Suelo (CLC)	**Capacidad máxima de humedad del suelo H_{max} (mm)**
Superficies artificiales	40
Espacios con poca vegetación	100
Tierras de labor en secano	155
Tierras de labor en regadío	215
Praderas y pastizales naturales	150
Sistemas agrícolas heterogéneos	195
Cultivos permanentes	210
Vegetación arbustiva	135
Bosque mixto	220
Bosques de frondosas y coníferas	230
Zonas húmedas, superficies de agua y artificiales	300

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Libro Blanco del Agua (MMA, 2000a).

Por otra parte, el parámetro de infiltración máxima (I_{max}) se relaciona con la litología del lugar donde se encuentra cada celda. El valor para cada tipo de roca se establece tras el análisis del flujo base de los caudales medidos en estaciones de aforos cercanas a los mismos (Tabla 3).

Tabla 3. Infiltraciones máximas (I_{max}) en los acuíferos del modelo SIMPA.

Litología (IGME)	**Infiltración máxima I_{max} (mm)**
Material aluvial de origen indiferenciado	400
Calizas y dolomías	1000
Margas	85
Margas yesíferas	75
Yesos	64
Materiales arenosos	450
Materiales gravo-arenosos	500
Calcarenitas (Margas)	250
Arcosas	150
Rañas	95
Granitos	65
Rocas metamórficas	20
Gneiss	55
Pizarras	40
Rocas volcánicas	275

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Libro Blanco del Agua (MMA, 2000a).

Los valores del coeficiente de descarga de los acuíferos (α) se obtienen de tres formas:

- Conocimiento cualitativo del funcionamiento de los acuíferos.
- Propiedades hidrodinámicas.
- Curvas de recesión de los acuíferos determinadas a partir de la representación gráfica de los logaritmos de las series de caudales de las estaciones de aforo en régimen natural.

Por último, el valor del coeficiente de excedente del suelo (C) se considera constante para todas las cuencas de España y su valor es 0,30.

2.1.3.2.4 Condiciones iniciales

Las condiciones iniciales sirven para establecer la humedad que hay en cada celda (H_0) y el volumen en cada acuífero (G_0) al comienzo de la simulación. No hay ninguna referencia de los valores empleados, por lo que se deben haber establecido unas condiciones iniciales aleatorias y los primeros años de la simulación haber sido utilizados para el calentamiento del modelo (Klemes, 1986).

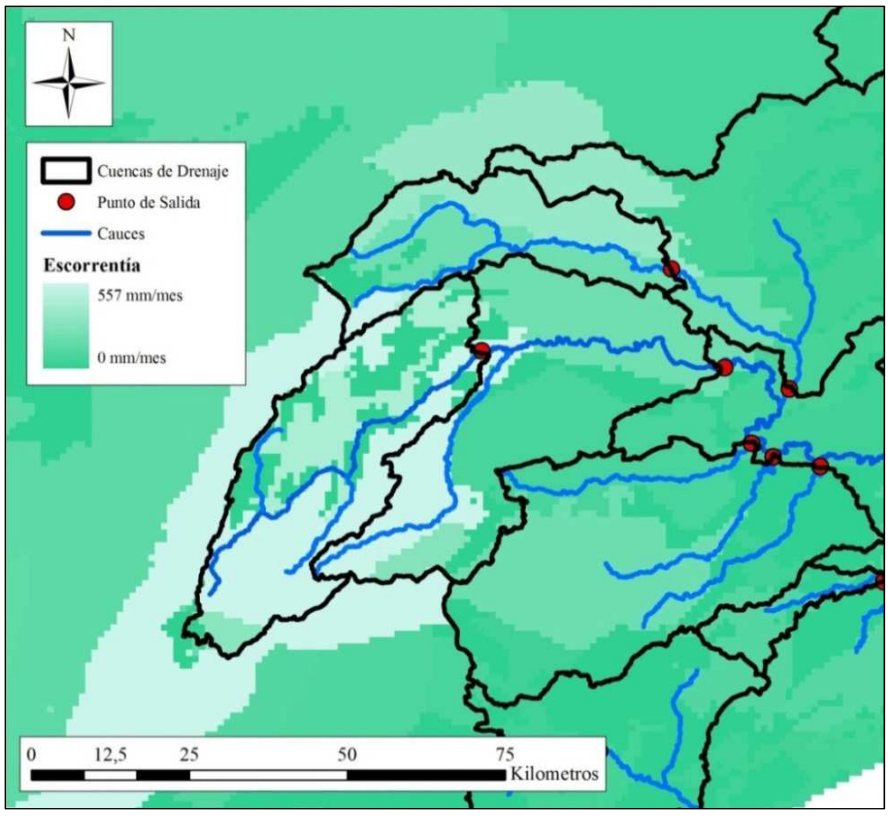
2.1.3.2.5 Resultados

Los principales resultados que se obtienen del modelo SIMPA son series de mapas rásters de las siguientes variables:

- Evapotranspiración real (ET_t).
- Infiltración (I_t).
- Escorrentía superficial (Qg_t).
- Escorrentía subterránea (Qs_t).
- Humedad del suelo (H_t).

Estos resultados proporcionan el valor de los principales procesos hidrológicos a escala mensual, entre los que se encuentran los recursos hídricos (escorrentía superficial y subterránea). Para el uso de esta información en la simulación de los SRH se deben agregar por cuencas hidrográficas, que representan las cuencas de drenaje de los principales puntos de gestión de cada SRH, como son las infraestructuras hidráulicas de regulación y transporte de los recursos hídricos (Figura 16).

Figura 16. Agregación de los resultados del modelo SIMPA.



Fuente: elaboración propia a partir de información del MAGRAMA (2012)

2.2 Simulación de los sistemas de recursos hídricos

Los sistemas de recursos hídricos (SRH) son modelos que simplifican el funcionamiento de la parte del ciclo hidrológico que controla el ser humano, preservando adecuadamente las interrelaciones entre los principales elementos que lo componen: ríos, embalses, acuíferos, captaciones, usos, etc. (Pulido et al., 2013). La simulación de estos sistemas suele ser uno de los principales estudios dentro de la planificación hidrológica, ya que con ella se puede predecir cómo se va a ver afectada la gestión de una cuenca hidrográfica frente a posibles actuaciones en la misma (Jamshidi & Heidari, 1977).

El auge de su uso en la planificación hidrológica ha sido posible gracias a la incorporación de los sistemas soporte a la decisión (SSD) en la gestión de recursos hídricos (Fedra, 1984), ya que son modelos matemáticos que facilitan la simulación de sistemas complejos, entre los que se encuentran los SRH (Wurbs, 1993). La capacidad de simular un SRH con un SSD de un modo sencillo ha permitido su análisis desde una perspectiva más amplia (económica, ambiental, social, etc.), por lo que los ha convertido en una herramienta imprescindible para el diseño de cualquier Plan o Programa relacionado con el agua (Andreu et al., 2009).

Para poder realizar la simulación de los SRH, independientemente de si se recurre a un SSD, se necesitan como datos de entrada al mismo los caudales en régimen natural (Wurbs, 2005) que, como se ha presentado previamente, pueden obtenerse mediante dos métodos: la restitución al régimen natural o aplicando un modelo hidrológico. Si se emplea el segundo método, la combinación del modelo hidrológico con la simulación del SRH proporciona la modelización del ciclo hidrológico antropizado (CHA), cuyos resultados van a ser la base de la contabilidad de la huella hídrica de este trabajo.

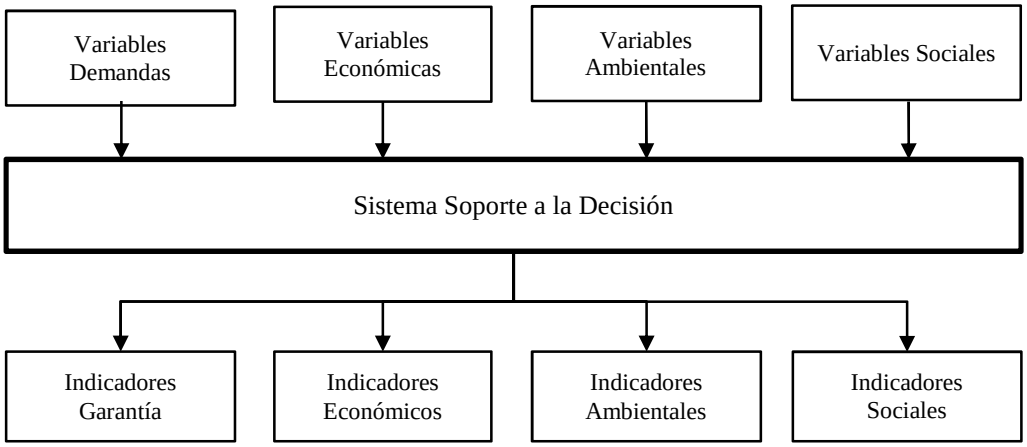
Dada la importancia que han alcanzado los SSD en la simulación de los SRH, a continuación se presentan los métodos matemáticos que usualmente emplean los SSD, una evolución histórica de los mismos y una breve recopilación de las aplicaciones más relevantes. Por último, se describe con detalle el modelo OPTIGES, que es el SSD que se combina con el modelo hidrológico SIMPA para simular el CHA.

2.2.1 Sistemas soporte a la decisión en la gestión de los recursos hídricos

Los modelos Sistema Soporte a la Decisión (SSD) son sistemas de información interactivos basados en procedimientos matemáticos que modelan el comportamiento de un sistema, de forma tal, que es posible estimar a priori la influencia que posibles cambios futuros tendrán sobre dicho sistema (Holsapple & Whinston, 1976). Estos modelos sirven de ayuda a la toma de decisiones mediante la generación y evaluación sistemática de diferentes alternativas o escenarios de decisión. Estas características los convierten en herramientas muy útiles como

apoyo en la toma de decisiones en sistemas complejos, como es el caso de los SRH (Simonovic, 1996).

Figura 17. Esquema general de los sistemas soporte a la decisión.



Fuente: elaboración propia.

La utilidad de los SSD es tal que el mero hecho de su creación para el SRH ayuda al gestor a comprender mejor el funcionamiento del mismo, y ya tan solo el proceso de recopilación previa de datos que requiere el SSD permite advertir deficiencias en la cantidad y calidad de la información existente (Andreu, 1993).

Una vez creado el SSD, los resultados que proporciona se sintetizan en indicadores de garantía que suelen estar ligados a criterios de satisfacción de las demandas de agua por parte de las actividades económicas (urbano, agrario, industrial, etc.). Actualmente, se están ampliando los criterios de estos indicadores con el fin de incluir otras perspectivas ligadas a la gestión, como son las económicas, ambientales y sociales (Figura 17).

2.2.2 Aplicación de un sistema soporte a la decisión en un SRH

El empleo de un SSD es un trabajo complejo y multidisciplinar cuyo objetivo es simular el SRH y evaluar de antemano la respuesta de las actuaciones que se pretenden realizar en dicho sistema. Las tareas que se deben llevar a cabo se pueden descomponer en los siguientes bloques de actividades (Andreu, 1993):

1- **Recopilación de información**: consiste en reunir toda la información relevante de los principales elementos del SRH con el fin de crear el SSD. Si se parte de uno previo, las actividades serán revisar los datos del SRH y actualizarlo con la nueva información recopilada.
2- **Definición de los objetivos**: consiste en establecer los objetivos de la planificación hidrológica siguiendo las directrices establecidas en la legislación pertinente (BOE, 2007b). En la mayoría de los casos se suelen fijar unos plazos para el cumplimiento de

dichos objetivos, por lo que, además del estado actual, se suelen plantear varios escenarios a futuro en los que se simula el SRH una vez transcurridos dichos plazos.

3- **Diseño del SSD**: consiste en el diseño del SRH a partir de la información recopilada anteriormente con el fin de simular las principales características de la cuenca hidrográfica. La creación del SRH se lleva a cabo relacionando los principales elementos que lo componen (ríos, embalses, demandas, etc.) con las reglas de operación que definen el funcionamiento del mismo.
4- **Análisis de la situación actual**: con la simulación de la situación actual del SRH se comprueba si se están cumpliendo los objetivos definidos previamente, y si no es así, sirve para localizar las deficiencias que hacen que no se alcancen.
5- **Planteamiento de alternativas para subsanar problemas y cumplir los objetivos:** si se han detectado deficiencias en el funcionamiento del SRH se plantean alternativas viables en los nuevos escenarios con el fin de subsanarlas. Generalmente, estas alternativas se componen de varias actuaciones que implican cambios en el SRH de la situación actual, como puede ser la creación de una nueva infraestructura (embalse, canal, etc.), la reducción de la demanda de un uso (modernización de regadíos, etc.), etc.
6- **Selección de las medidas más efectivas para alcanzar dichos objetivos**: una vez simuladas las alternativas planteadas anteriormente para cada escenario (actual y futuros), de las que cumplen los objetivos se decide cuál es la solución adoptada. Se suele diseñar un plan de actuación que englobe el conjunto de actuaciones de una alternativa con el fin de facilitar su implantación.
7- **Seguimiento de las actuaciones (retroalimentación):** verificar cuáles son las actuaciones que se han ejecutado, registrar las modificaciones que hayan sufrido y comprobar si el efecto de las mismas coincide con lo planteado inicialmente. Este seguimiento sirve para valorar el efecto real de las medidas planteadas y compararlas con lo simulado en el SSD. Las actividades de este bloque son de las más importantes, ya que su realización permitirá ahorrar tiempo y recursos en futuras revisiones de la gestión del SRH.

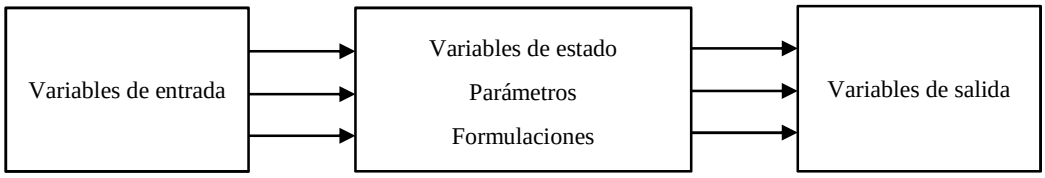
En definitiva, el empleo de un SSD no es sólo la aplicación de un modelo matemático, ya que una vez creado el modelo es cuando comienzan las actividades más complejas en la planificación hidrológica: la creación de escenarios de cálculo, la evaluación de los indicadores, la toma de decisiones y el seguimiento de las medidas adoptadas.

2.2.3 Modelos matemáticos de los sistemas soporte a la decisión.

Los SSD en la simulación de SRH son modelos matemáticos que tienen los siguientes componentes (Andreu, 1993):

- **Variables**: Son los valores numéricos que representan el comportamiento de los diferentes elementos del sistema de recursos hídricos. Se clasifican en variables de entrada (p.e., recursos hídricos), variables de estado (p.e., volumen almacenado) y variables de salida (p.e., suministro a una demanda). Según la naturaleza de las variables de entrada al modelo este puede ser un modelo matemático determinístico o estocástico.
- **Parámetros**: Suelen ser valores fijos en el sistema ya que representan propiedades físicas (gravedad, longitud de un cauce, etc.) así como datos que se consideran constantes (capacidad de un embalse, caudal ecológico, demanda, prioridades entre usos, etc.). Si su valor es constante los modelos se consideran estáticos, si en cambio se introduce la función de distribución de un parámetro se denominan probabilísticos y, si su valor va cambiando a lo largo de la simulación se llaman dinámicos.
- **Formulaciones**: Son expresiones matemáticas que describen las relaciones entre las variables, y entre éstas y los parámetros. Según el tipo de formulaciones el modelo puede ser de optimización, simulación o probabilístico.

Figura 18. Estructura de los modelos matemáticos de los SSD.



Fuente: elaboración propia.

Por lo tanto, según el enfoque que se le dé a cada uno de estos tres componentes (Figura 18) existen diferentes tipos o clasificaciones de los modelos (Tabla 4).

Tabla 4. Tipos de modelos matemáticos de los SSD.

Componente	**Enfoque**
Variables de entrada	Determinístico
	Estocástico
Parámetros	Estático
	Probabilístico
	Dinámico
Formulaciones	Optimización
	Simulación
	Probabilístico

Fuente: elaboración propia.

Además, tanto la naturaleza de las variables utilizadas en el modelo como el tipo de funciones que representan las formulaciones del sistema trasladan al modelo sus propiedades y características (Tabla 5).

Tabla 5. Naturaleza de las variables de entrada a los modelos matemáticos.

Componente	Naturaleza
Tipo de variables de entrada	Discretas
	Reales
	Complejas
Tipos de funciones en la formulación	Lineal
	No Lineal

Fuente: elaboración propia.

Aparte del tipo de enfoque seleccionado, de la naturaleza de las variables y del tipo de funciones utilizadas en las formulaciones, otro aspecto importante es la estructura del modelo (agregado o distribuido). Los SSD son generalmente redes de flujo compuestas por numerosos elementos simulados de forma agregada, por lo que se consideran modelos agregados. Sin embargo, algunos elementos pueden tener una estructura distribuida, por ejemplo los acuíferos (Sahuquillo & Andreu, 1997). En este último caso, al igual que con los modelos hidrológicos, el modelo que compone el SSD se consideraría distribuido.

Entre todas las posibles combinaciones, los SSD más habituales son los que simulan los SRH a partir de redes de flujo que modelan sus elementos de forma agregada, utilizando relaciones de simulación u optimización estáticas y lineales, que se aplican sobre variables reales y estocásticas (Andreu et al., 1996). Partiendo de esta estructura general, existen otras variantes como son:

- La utilización de variables de entrada probabilísticas, como pueden ser series sintéticas de caudales (Keylock, 2012).
- Los parámetros son variables en el tiempo, considerándose en este caso como modelos dinámicos (Azmi & Heidarzadeh, 2013).
- Las formulaciones se establecen en base a funciones de probabilidad (Marco, 1993).

A la hora de clasificar los SSD, los tipos de formulaciones empleadas es el elemento diferenciador más importante. Por ello, a continuación se describen los tres tipos de formulaciones que se han designado como métodos matemáticos de asignación de recursos hídricos: optimización, simulación y probabilístico.

2.2.4 Métodos matemáticos de asignación de recursos hídricos

2.2.4.1 Optimización

La optimización matemática es una herramienta que permite la organización de actividades u operaciones dentro de un escenario con recursos escasos que se deben de utilizar de una forma óptima (Tu et al., 2003). Esta técnica ha sido ampliamente utilizada en los SRH ya que el agua

es un recurso escaso y éste se debe distribuir entre los diferentes usos (abastecimiento, regadío, energía, etc.) con el fin de que su aprovechamiento sea el más adecuado según las directrices que marque el organismo de gestión.

Estas directrices tienen que quedar plasmadas tanto en la función objetivo como en las restricciones (si las hay) que se vayan a emplear en el SSD, ambas construidas a partir de parámetros y variables del sistema. Una vez definido el problema, la optimización de la función objetivo consiste en seleccionar los valores de las variables que la hacen máxima (o mínima). Siempre que sea posible, los parámetros del problema de optimización deben ser calibrados con datos reales, con el fin de que los resultados se ajusten a la realidad.

Así, si se puede aislar y caracterizar el comportamiento de un sistema real por medio de una función objetivo, la optimización constituye un instrumento valioso de conceptualización y análisis en problemas de toma de decisiones (Martínez-Granados et al., 2011).

Si bien las características anteriores son comunes a cualquier problema de optimización, existen diferentes formas de plantearlo matemáticamente, que se pueden clasificar en tres categorías según: la estructura del problema, el tipo de funciones matemáticas y la naturaleza de las variables (Tabla 6).

Tabla 6. Tipos de problemas de optimización

Estructura	Sin restricciones
	Con restricciones
Funciones matemáticas	Lineal
	No lineal
Tipo de variable	Continua
	Discreta

Fuente: elaboración propia

En los problemas con restricciones, éstas sirven esencialmente para limitar los valores de las variables (variables siempre positivas, valores máximos en las variables, etc.) y para obligar a que se cumplan las ecuaciones de balance (Andreu et al., 1996). Si no existen restricciones, las variables que forman parte de la función objetivo pueden tomar cualquier valor.

Dependiendo de las funciones matemáticas que compongan el problema de optimización, se considera lineal si tanto la función objetivo como las restricciones, si las hay, son lineales (Bertsimas et al., 2004). Si las dos condiciones anteriores no se cumplen el problema se considera no lineal.

En función del tipo de variables que se utilicen en el problema, éste puede ser de optimización con variable continua u optimización con variable discreta (Richardson et al., 2013).

2.2.4.2 Simulación matemática

La simulación matemática de un SRH consiste en recrear el funcionamiento de dicho sistema a partir de un algoritmo matemático cuyas restricciones, llamadas reglas de operación[1], establecen las normas de funcionamiento del mismo (Belaineh et al., 1999). En el diseño de estas reglas se utilizan valores umbrales de variables del sistema con el fin de indicar que acción se realiza en cada momento. Un ejemplo de regla de operación sería fijar el caudal de salida de un embalse en función de su volumen almacenado, mientras que otra podría ser preestablecer el orden de utilización del caudal desembalsado por parte de varias demandas del SRH (Wang & Liu, 2013).

Los valores umbrales de las reglas de operación suelen ser desconocidos, por lo que se tienen que realizar varias simulaciones hasta determinar aquellos que proporcionan la mejor gestión de los recursos hídricos. Para facilitar la búsqueda de los valores umbrales se suele recurrir a la optimización, que sirve para preestablecer unos valores iniciales orientativos que, posteriormente, se refinan mediante varias simulaciones matemáticas (Sechi & Sulis, 2009).

Aunque la aplicación de este método suele ser más laboriosa que el de optimización, proporciona directamente las reglas de operación que se utilizarán posteriormente en la gestión real de los SRH (Gastelum & Cullom, 2013).

Una vez determinado el modelo de simulación, es posible la modificación del mismo (construcción o ampliación de infraestructuras, modificaciones de las demandas, etc.) y analizar los cambios en su funcionamiento, como puede ser el análisis de la nueva garantía de suministro de las demandas o si se cumplen los caudales ecológicos.

A modo de síntesis, la aplicación práctica de estos modelos de simulación se puede agrupar en tres procedimientos:

1. Secuenciales: resuelven el balance del SRH únicamente con las reglas de operación establecidas previamente (Mateo et al., 2013).
2. Basados en los resultados de un algoritmo de optimización: una vez resuelta la red de flujo del SRH utilizando un modelo de optimización (comentado en el epígrafe anterior), el modelo se depura con un modelo de simulación (Belaineh et al., 1999).
3. Mixtos simulación-optimización: resuelven el balance mensual del SRH mediante una optimización y las relaciones secuenciales entre meses consecutivos se establecen con reglas de operación (Paredes et al., 2008).

[1] También denominadas reglas de explotación (Silva et al., 2006) o reglas de gestión (Alzamora, 2010).

2.2.4.3 Modelos probabilísticos

Otro método de asignación de recursos hídricos son los modelos probabilísticos que, en lugar de introducir en el SRH una regla de operación determinística, utilizan una función de probabilidad para indicar la idoneidad de realizar una determinada acción. Esta función se define con variables del sistema (volúmenes almacenados, caudales desembalsados, suministros, etc.) y permite simular los SRH incorporando directamente la probabilidad de ocurrencia de diferentes situaciones entre las que se encuentran: establecer el caudal de salida de un embalse en función de su volumen almacenado o fijar el volumen suministrado a una demanda en función del caudal que circula por un canal (Marco, 1993).

Para ello se analiza previamente la probabilidad de ocurrencia conjunta de las diferentes variables registradas que se consideren importantes en el SRH que posteriormente se interrelacionan dentro de la misma función de probabilidad. En el caso de que se emplee una función paramétrica, el valor de sus parámetros se deberá ajustar con los datos de las variables registradas.

Generalmente, la complejidad matemática hace de estos modelos probabilísticos una herramienta difícil de aplicar a problemas reales que representen un SRH de gran tamaño, por lo que normalmente se reserva a pequeños estudios de gestión conjunta de pocas presas (Gu et al., 2013a; Su et al., 2013). Para ampliar la escala de trabajo se suele emplear redes bayesianas que emplean distribuciones univariantes de las principales variables del sistema junto con las condiciones de dependencia entre las mismas (Molina et al., 2009).

2.2.5 Sistemas soporte a la decisión en la planificación hidrológica

En los primeros trabajos de los SRH se utilizaban modelos de gestión de recursos hídricos que eran creados específicamente para el problema que se pretendía resolver. Esta forma de trabajar ha ido evolucionando hasta la creación de los SSD genéricos, que ayudan a sistematizar la simulación de cualquier SRH de un modo más sencillo. Por lo tanto, existen dos posibilidades a la hora de recrear el funcionamiento de un SRH: crear a partir de un lenguaje de programación un algoritmo específico (ex profeso) para una cuenca determinada, o utilizar un programa genérico de un SSD.

La creación de un algoritmo específico para una cuenca permite simular las características más relevantes de dicho SRH, siendo posible: simplificar la estructura del modelo para recrear únicamente los elementos y relaciones más representativas de la misma y el uso de las formulaciones matemáticas que mejor se adapten a la información disponible. Sin embargo, estos algoritmos suelen quedar relegados a las personas que lo han diseñado ya que suelen ser las únicas que saben utilizarlo, lo que hace que pierdan funcionalidad y versatilidad.

Por el contrario, los programas genéricos están diseñados para facilitar la simulación de un SRH por parte de cualquier técnico, aumentando la versatilidad y funcionalidad de los mismos. Con los SSD se puede, entre otras cosas, transmitir el modelo a otras personas que desconozcan la cuenca, recrear varios modelos para el mismo SRH o simularlo para varios escenarios.

Pese a su versatilidad, los SSD genéricos tienen un inconveniente, la mayoría de acciones y formulaciones matemáticas que utilizan no pueden ser modificadas por el usuario con el fin de adaptarlas a las características de un problema concreto, lo que provoca que el usuario fuerce a algunas relaciones del SRH a un comportamiento ficticio o poco real. No obstante, este inconveniente no ha impedido que el uso de este tipo de programas se haya extendido de forma generalizada, dada su mayor sencillez de aplicación frente a la tarea de tener que crear uno propio.

Los primeros modelos específicos de gestión de SRH surgieron a finales de los años 70 en Estados Unidos y su diseño estaba condicionado por las características y políticas de gestión de agua de cada cuenca. Tal es el caso del modelo TVA (Tennessee Valley Authority) creado por Shelton (1979) para la gestión de avenidas, propiciar la navegación y la obtención de la energía eléctrica en el valle de Tennessee. O el modelo PRISM (Potomac River Interactive Simulation Model), creado por Palmer et al. (1980) con el fin de crear planes para atenuar el efecto de las sequías en el río Potomac. Otro modelo de gestión creado ex profeso fue el modelo CRRSS (Colorado River Simulation System), diseñado por Shuster (1987) para garantizar tanto el abastecimiento como la generación de energía eléctrica y diseñar planes para reducir los daños por avenidas. La utilidad de estos modelos ha hecho que se desarrollen versiones de los mismos como programas genéricos, como ocurre con el modelo CRRSS que actualmente se emplea para evaluar las sequías en Arizona (Gastelum & Cullom, 2013).

Demostrado el potencial de los modelos de gestión de SRH como herramienta en la planificación y gestión de cuencas en Estados Unidos, se desarrollaron programas genéricos más complejos que, tomando como referencia los anteriormente indicados, surgieron para dar respuesta a las nuevas necesidades que debían resolver los gestores: el efecto del cambio climático, la calidad del agua, conflictos sociales, análisis económicos, nueva conciencia sobre el medio ambiente, sobreexplotación y contaminación de acuíferos, etc.

Dado el aumento de complejidad en los modelos de simulación de los SRH y que éstos se utilizan para facilitar la toma de decisiones, los SSD que se habían utilizado en otros campos científicos (Sprague & Watson, 1976) se incorporaron a la gestión de los recursos hídricos (Fedra, 1984). Si bien estos programas siguen siendo modelos que simulan el SRH, en los últimos años el uso de los SSD en este campo es tal que todos los modelos de simulación de SRH se denominan indistintamente SSD.

2.2.5.1 Programas genéricos en los SSD

Existen una gran variedad de programas genéricos para la creación de un SSD que se pueden clasificar en los siguientes cinco grupos: los que se basan en un modelo hidrológico, los de simulación, los de optimización, los que se estructuran sobre redes de flujo y los compuestos por varios módulos.

2.2.5.1.1 SSD basados en modelos hidrológicos

Algunos SSD están basados en modelos hidrológicos que permiten evaluar cómo se ven afectados los recursos hídricos frente a modificaciones en el ciclo hidrológico, por ejemplo los cambios en los usos del suelo (Wilk & Hughes, 2002) y, con los resultados obtenidos son capaces de valorar el efecto que dichos cambios tienen sobre la ecología y la economía de la cuenca. Entre este tipo de SSD se encuentran el modelo IRAS (Interactive River-Aquifer Simulation) creado por Loucks et al. (1995), el modelo CRAM (Catchment Resource Assessment Model) de Chapman et al. (1995), el modelo MIKE-BASIN (Ireson et al., 2006), el modelo RIBASIM (River Basin Simulation) creado por Delf Hydraulics (2006) o el modelo SWATMOD (Sophocleous et al., 1999). Este último es la combinación de dos conocidos modelos hidrológicos: SWAT (Soil and Water Assessment Tool) de Arnold et al. (1998) y el modelo MODFLOW de McDonald & Harbaugh (1988). Además, los SSD basados en modelos hidrológicos pueden incorporar otros módulos o aplicaciones para establecer reglas de operación entre embalses, incluir la desalinización, considerar bombeos, etc., como es el caso del modelo IRAS-2010 (Matrosov et al., 2011).

2.2.5.1.2 SSD de simulación

Como se han presentado previamente, los SSD de simulación son modelos que se sirven de reglas de operación para regular el funcionamiento del SRH. Entre ellos se encuentra el modelo HEC-ResSim (HEC, 2007), que fue desarrollado a partir de los modelos HEC-3 y HEC-5 (Loh et al., 1990) y que se utiliza para establecer reglas de operación entre embalses con el objetivo de satisfacer las demandas (abastecimiento y generación de energía eléctrica) y proteger la cuenca ante posibles avenidas. El modelo SSARR (Streamflow Synthesis And Reservoir Regulation) (US Army Corps of Engineers, 1991) que está enfocado a inundaciones y operación de embalses. El modelo WUAM (Water Use Analyisis Model) que es similar al modelo HEC-ResSim pero que permite introducir demandas agrícolas e industriales (Ahn et al., 2013). Y el modelo WRAP (Water Rights Analysis Program) (Kim & Wurbs, 2011) que ha sido ampliamente utilizado en Texas y que tiene acoplado un módulo de restitución al régimen

natural denominado WAM (Water Availabilty Modeling) con el que realiza la ERH de la cuenca que se pretende simular.

2.2.5.1.3 SSD de optimización

Dentro de este grupo se enmarcan los SSD que sólo utilizan la optimización para la asignación de recursos hídricos entre las demandas, siendo los más empleados el modelo AL-V (TWDB, 1982) y el modelo OPTIGES (Andreu, 1992). Este último ha sido uno de los más utilizados en España, ya que fue empleado en el análisis de los SRH de las principales cuencas hidrográficas españolas para la redacción del Plan Hidrológico Nacional (PHN) (MMA, 2001).

2.2.5.1.4 SSD basados en redes de flujo

Como la estructura de los SRH son redes de caudales con almacenamientos y consumos, un amplio grupo de SSD genéricos de optimización y de simulación está basado en la teoría de redes de flujo. Para este tipo de problema existen técnicas específicas que simplifican la resolución matemática y reducen el tiempo de cálculo. Esta característica permite crear modelos más grandes y/o complejos a costa de ciertas desventajas o limitaciones (Simonovic, 2000) entre las que destacan la resolución por procedimientos iterativos de las no linealidades y considerar una disponibilidad instantánea del agua dentro del SRH.

El diseño de las redes de flujo se realiza a partir de nudos que representan las zonas de entrada, consumo y almacenamiento de agua, y arcos que simulan los flujos de agua entre los nudos. Una vez definida la red se establece la prioridad de uso entre las demandas mediante la combinación de una función objetivo que se resuelve en cada iteración y unas reglas de operación. La escala temporal de cálculo más utilizada es la mensual, aunque existen otras variantes con escala semanal.

Uno de los primeros SSD que utiliza esta técnica es SIMYLD-II creado por Texas Water Development Board (TWDB, 1972) y que posteriormente fue mejorado por Martin (1983), dando lugar al denominado SIM-V. Ambos modelos resuelven la red de flujo en cada iteración (mes o semana) mediante un problema de optimización lineal y, antes de la resolución de cada iteración, el programa recalcula algunas condiciones de la función objetivo a través de reglas de operación que el usuario debe fijar previamente. Las redes de flujo de estos dos modelos son conservativas y el programa se sirve de un algoritmo matemático específico para la resolución de esta clase de problemas denominado out-of-kilter (Bazaraa & Javis, 1977). Existen otros modelos que utilizan las redes de flujo conservativas y que emplean dicho algoritmo para su resolución, como son MODSIM (Fredericks et al., 1998) y ARSP (Acres Reservoir Simulation Program) de Sigvaldason (1976).

No todos los SSD de redes de flujo simulan el SRH combinando reglas de operación y optimización. Algunos utilizan estrictamente una simulación con prioridades de uso entre las demandas, como son los modelos DWRSIM (Denton & Briggs, 1997) y KCOM (Andrews et al., 1992).

2.2.5.1.5 SSD compuestos por varios módulos

La tendencia actual en el desarrollo de los SSD son programas genéricos compuestos de varios módulos (hidrológico, hidrogeológico, optimización, simulación, calidad, caudales ecológicos, análisis de series temporales, análisis de riesgos, económico, etc.). Entre los primeros SSD con estas características se encuentran el modelo WATERWARE (Jamieson & Fedra, 1996), el modelo LabSid-AguaNet de Alexandre y Porto (1999) basado en el modelo MODSIM, y el modelo WEAP (Water Evaluation And Planning). Uno de los SSD más completos es AquatToolDMA, desarrollado en la Universidad Politécnica de Valencia (Andreu et al., 1996) y que ha sido utilizado ampliamente en España. Este modelo se compone en su última versión de 2014 de siete módulos: optimización, simulación, calidad, análisis del riesgo, económico, tratamiento de series temporales, aguas subterráneas y caudales ecológicos.

2.2.5.2 Elección del SSD

Antes de simular un SRH se debe elegir el SSD que mejor se adapte al caso de estudio. Esta tarea puede parecer complicada dado el gran número de SSD genéricos disponibles, sin embargo los tres criterios esenciales que se deben considerar a la hora de decidir el SSD son los siguientes:

- Objetivo del estudio: el SSD debe proporcionar una solución al objetivo perseguido. Por ejemplo, si éste es evaluar la calidad del agua en un SRH, el SSD debe incorporar un módulo para ello (Paredes et al., 2010). Si el objetivo fuera la planificación a largo plazo se debería emplear un modelo de optimización, ya que los de simulación suelen ser más apropiados para definir reglas de operación.
- Características del SDD: a pesar de que muchos SSD pueden ser utilizados para simular cualquier SRH, las relaciones matemáticas que incorporan a la hora de asignar los recursos suelen estar adaptadas a la legislación de algunos países o estados. Por lo tanto, es recomendable la utilización de un SSD que se adapte a los condicionantes legales del SRH que se pretende simular.
- Información disponible: suele ser un factor que condiciona la selección del SSD ya que se puede estar obligado a elegir un modelo por la información disponible. A veces no se dispone de la información necesaria para aprovechar todas las prestaciones que

proporciona un SSD, por lo que se suele simplificar tanto el funcionamiento del mismo que en realidad se está utilizando otro SSD (Le Page et al., 2012).

Aplicando los tres criterios anteriores para este trabajo, se ha seleccionado el modelo OPTIGES (Andreu et al., 1996), que es el módulo de optimización de AquatoolDMA, ya que:

- Es un modelo de optimización que evalúa el comportamiento del sistema de explotación a largo plazo, por lo que es apropiado para su uso en la planificación hidrológica.
- Es uno de los modelos que mejor se adapta a las características del SRH que se utiliza en el caso práctico de este trabajo, la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS). Este modelo permite introducir de forma explícita en la simulación del SRH algunas recomendaciones que indica la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) de España (BOE, 2008), entre las que se encuentran los criterios de garantía y la evaluación del cambio climático. Además de sus características, este modelo ya ha sido ampliamente utilizado en la DHS como apoyo en la redacción de importantes documentos en materia de planificación hidrológica, como son el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (PHCS) de 1998 (BOE, 1999a), la definición de la regla de operación del trasvase Tajo-Segura (MMA, 2000b), el Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía (PES) de 2007 (CHS, 2007) y en el Esquema de Temas Importantes (ETI) (CHS, 2013a).
- Aparte de OPTIGES, se ha barajado la opción de emplear el SSD de simulación SIMGES, que es el que se estaba utilizando en el Borrador del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (BPHCS) (CHS, 2013b). Este SSD también pertenece a AquatoolDMA y permite incluir las aguas subterráneas en el SRH ya que incorpora un módulo de simulación de acuíferos (Pulido et al., 2002). Sin embargo, para su correcta aplicación se requiere de mucha información hidrogeológica de la que normalmente no se dispone, por lo que usualmente los acuíferos se terminan simulando como simples embalses subterráneos. De hecho, en el modelo SIMGES de la DHS, de los 20 acuíferos que se han incluido en dicha simulación, 18 se han modelizado como depósitos subterráneos dada la falta de información. Los otros 2 acuíferos se modelan con mayor detalle ya que existen dos estudios previos que simulan sendos acuíferos (Pulido-Velázquez et al. 2004; Pulido-Velázquez et al. 2006). Por lo tanto, el tipo de simulación que la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) realiza de las aguas subterráneas con el modelo SIMGES también es posible realizarlo con los elementos del modelo OPTIGES, ya que los acuíferos se pueden recrear como embalses subterráneos.

2.2.6 Sistema soporte a la decisión OPTIGES

El modelo OPTIGES es un Sistema Soporte a la Decisión (SSD) que se sirve de la optimización lineal de una red de flujo para asignar a las demandas los recursos hídricos de una demarcación hidrográfica. La definición del problema de optimización se realiza construyendo el esquema del sistema de recursos hídricos (SRH) utilizando los elementos unitarios que proporciona el programa: nudos, embalses, aportaciones, conducciones, demandas y retornos. Una vez creado el esquema, los caudales se distribuyen entre las conducciones y demandas siguiendo los criterios establecidos en la función objetivo y cumpliendo las restricciones. Con los resultados de la optimización, el programa proporciona el valor de varios indicadores de comportamiento que utilizan la satisfacción de las demandas como criterio de garantía.

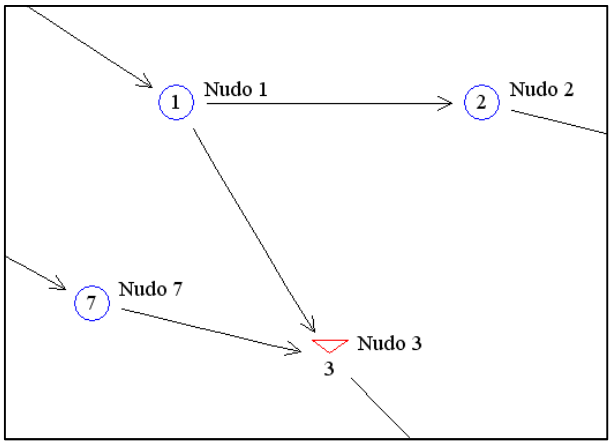
2.2.6.1 Elementos del esquema

2.2.6.1.1 Nudos

Son elementos de unión y se utilizan para simular puntos del sistema hidráulico en los que:

1- Existe una unión o bifurcación de dos o más conducciones.
2- Existe una toma de agua para una demanda.
3- Existe una aportación de recursos hídricos.
4- Existe un retorno.

Figura 19. Elemento nudo del modelo OPTIGES.



Fuente: elaboración propia.

En estos elementos se debe cumplir la ecuación de continuidad o de balance que, en el problema de optimización lineal, son restricciones en la función objetivo. Asimismo, existe una opción gráfica en el modelo para cambiar la forma circular del nudo por otra triangular, cuya función es indicar que en dicho nudo existe una represa o un azud (Figura 19).

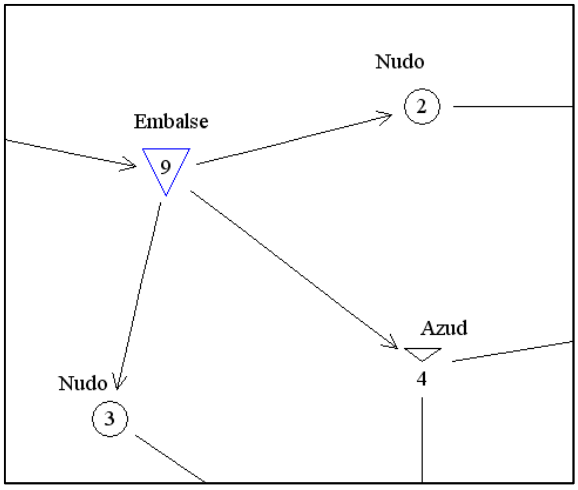
2.2.6.1.2 Embalses

Los embalses son nudos que, además de poseer las características descritas anteriormente, tienen la capacidad de almacenar agua y de simular la evaporación que se genera en el mismo (Figura 20). Este elemento se define por:

- Volumen máximo y volumen mínimo para cada mes del año (hm^3).
- Curva batimétrica que relaciona la superficie del embalse con el volumen almacenado ($ha\text{-}hm^3$).
- La tasa de evaporación de cada mes (mm/mes).
- Prioridad a la hora de almacenar el agua en el SRH.

Con esta información es posible establecer un volumen mínimo que debe permanecer siempre en los embalses, así como un resguardo para los meses en los que el embalse tiene la función de laminación de avenidas. Además, el modelo es capaz de calcular la evaporación en cada mes.

Figura 20. Elemento embalse del modelo OPTIGES.



Fuente: elaboración propia.

La prioridad que cada embalse tiene a la hora de almacenar agua se establece con un número natural que representa la preferencia de almacenar agua en el mismo. Cuanto menor es el número mayor es la prioridad del embalse. Si dos embalses tienen la misma prioridad el agua sobrante que circula por la red de flujo se almacenará en el más cercano.

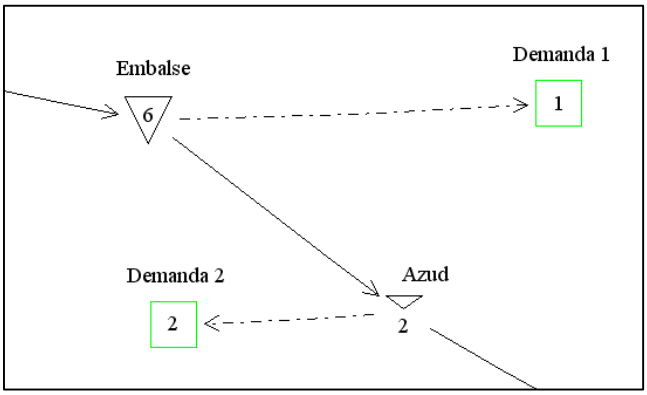
2.2.6.1.3 Demandas

Representan de forma agregada los diferentes usos del agua de una cuenca, principalmente los usos consuntivos, como son los urbanos, industriales y agrarios. Estos elementos siempre están unidos al punto de toma, ya sea un embalse o un nudo (Figura 21), y se definen con la siguiente información:

- El volumen anual de la demanda (hm^3).
- La distribución mensual de la misma en tanto por ciento (%).
- La prioridad de la demanda.
- El retorno esperado, si lo hubiera, en tanto por uno.
- Nudo o embalse al que llega el retorno (si lo hubiera).
- Los niveles de prioridad dentro de la propia demanda.

La prioridad de la demanda sirve para indicar qué demanda se debe satisfacer primero y se asigna mediante números naturales. Cuanto menor es este número mayor es la prioridad de suministro de la demanda.

Figura 21. Elemento demanda en el modelo OPTIGES.



Fuente: elaboración propia.

Aparte de la prioridad entre demandas, es posible definir cómo se debe realizar el suministro a cada una de ellas con el fin de garantizar un suministro mínimo a todas las demandas. Para ello, se divide el volumen total demandado hasta en cuatro niveles de prioridad y la forma de asignar el volumen de agua a cada uno de ellos es la siguiente:

- Se suministra el primer nivel a todas las demandas siguiendo el orden de prioridad establecido entre las mismas. Por ejemplo, un primer nivel puede ser el 50% del volumen total demandado en un mes.
- Si hay recursos suficientes comienza a suministrarse el siguiente nivel respetando el orden de prioridad entre demandas. Para el ejemplo utilizado el segundo nivel podría ser del 50% al 80%.
- Si sigue habiendo recursos suficientes se suministraría el tercer nivel, y así sucesivamente hasta completar los cuatro niveles o hasta que se agoten los recursos disponibles.

El programa calcula para cada demanda las siguientes garantías o criterios de cumplimiento, que se describen detalladamente al final de este capítulo:

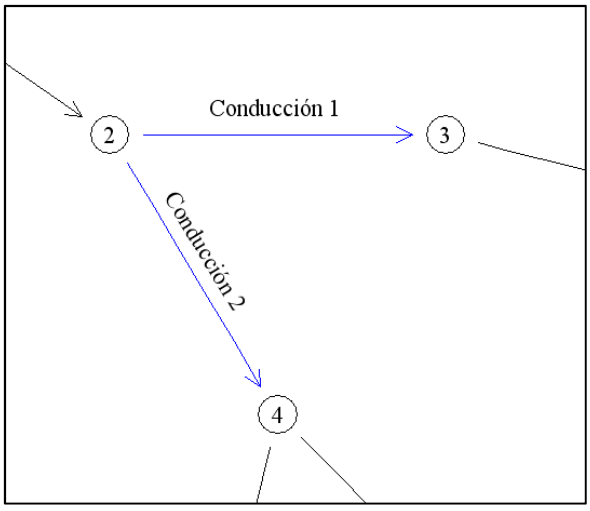
- Garantía mensual (%)
- Garantía anual (%)
- Garantía volumétrica (%)
- Criterio UTAH (1, 2 y 10 años)

El valor de los umbrales de fallos para estas garantías y criterio se puede establecer previamente, en caso contrario, el programa toma por defecto el valor de cero.

2.2.6.1.4 Conducciones

Estos elementos son los flujos de agua del esquema y representan, entre otras, a los tramos de río, canales, bombeos, impulsiones, etc. Son elementos que siempre unen dos nudos o embalses y que poseen una única dirección y sentido que se preestablece en el diseño del modelo (Figura 22).

Figura 22. Elemento conducción del modelo OPTIGES.



Fuente: elaboración propia.

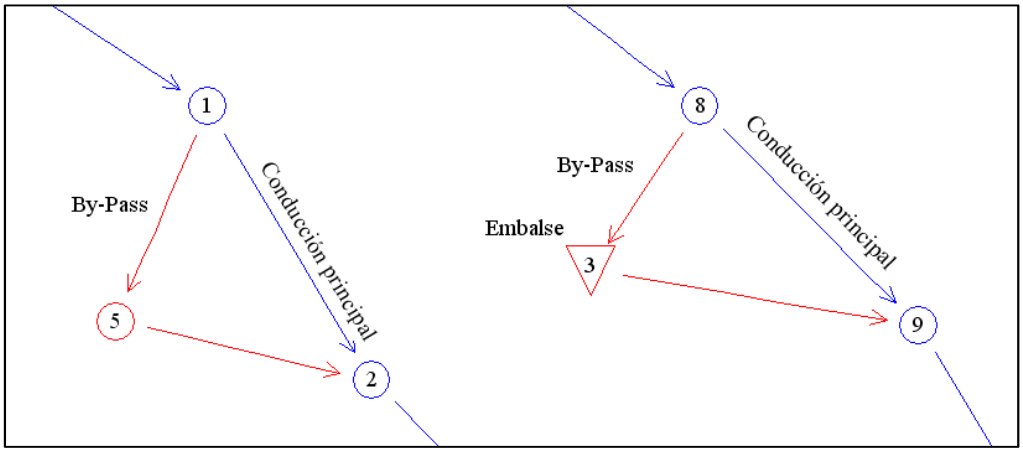
Las conducciones se caracterizan por:

- El nudo/embalse inicial y el nudo/embalse final.
- El caudal máximo que puede circular en cada mes (hm^3/mes).
- El caudal mínimo que debe circular en cada mes (hm^3/mes).
- Si existe caudal mínimo, se establece:
  a) La prioridad entre diferentes caudales ecológicos.
  b) El criterio de garantía.

c) Los niveles de prioridad dentro de una misma conducción, cuyo objetivo y funcionamiento es el mismo que en las demandas.

Con este elemento también se puede crear un by-pass, que es una conducción en paralelo a otra principal que entra en funcionamiento cuando esta última alcanza su capacidad máxima o si se pretende almacenar agua sobrante (Figura 23).

Figura 23. By-pass en el modelo OPTIGES.

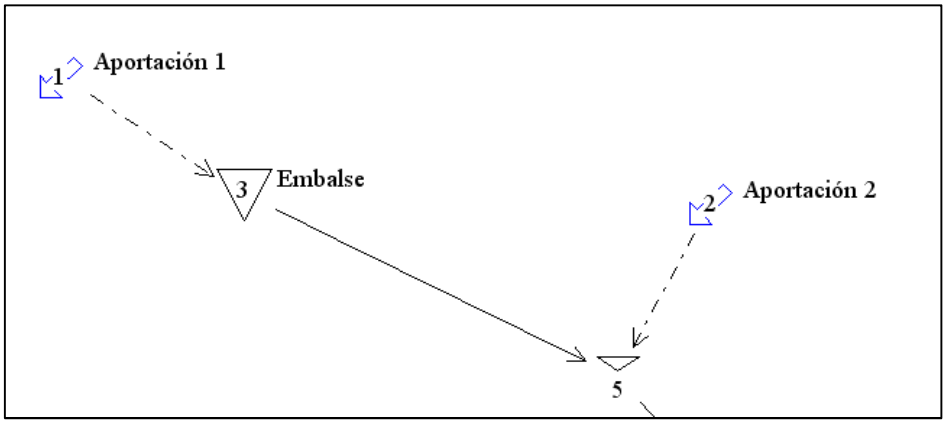


Fuente: elaboración propia.

2.2.6.1.5 Aportaciones

Las aportaciones sirven para establecer los caudales de entrada al SRH (Figura 24). En esencia representan las áreas en las que se genera la escorrentía superficial, es decir, cuencas hidrográficas. Estas cuencas son las áreas drenadas por los puntos importantes de la gestión del SRH, como puede ser un embalse, una confluencia o un azud.

Figura 24. Elemento aportación del modelo OPTIGES.



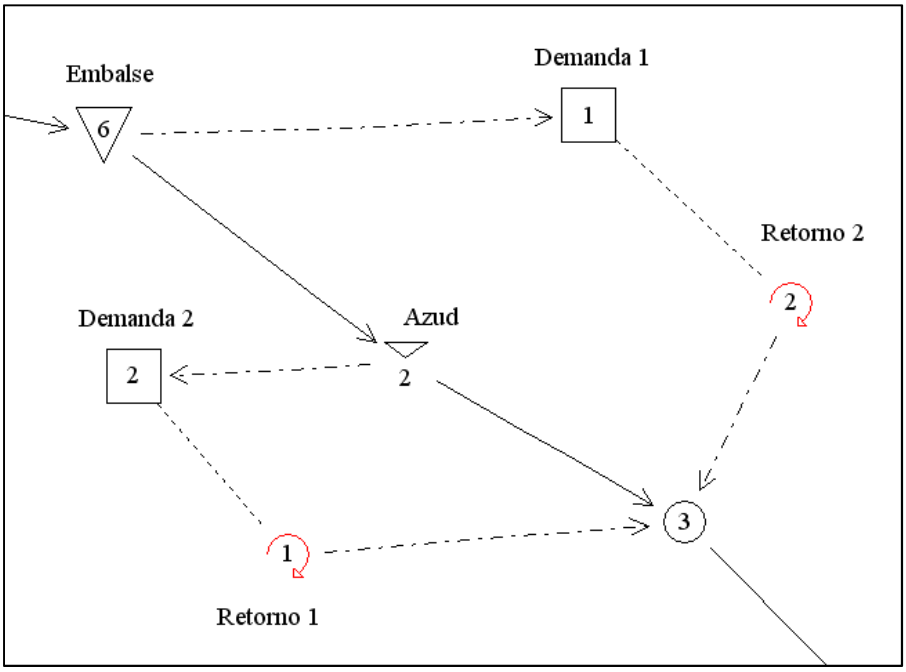
Fuente: elaboración propia.

Lo caudales de entrada se introducen en la red de flujo en forma de serie histórica utilizando por defecto las unidades hm^3/mes. Todos los valores de esta serie pueden ser modificados por un coeficiente cuyas funciones son, entre otras, el cambio de unidades o introducir variaciones en las aportaciones. Asimismo, estos elementos también se utilizan para recrear las entradas de otros recursos hídricos al modelo, como puede ser la recarga natural y/o artificial de un acuífero, un trasvase o la aportación de una desaladora (CHS, 2007).

2.2.6.1.6 Retornos

El retorno es un elemento que indica a qué nudo o embalse de la red de flujo vuelve el agua no consumida por una o por varias demandas (Figura 25). Este elemento se crea de forma independiente a las demandas, y es en la definición de éstas cuando se indica a que retorno se dirige la fracción de caudal que no se ha utilizado.

Figura 25. Elemento retorno del modelo OPTIGES.



Fuente: elaboración propia.

2.2.6.2 Función objetivo

El modelo OPTIGES distribuye el agua por la cuenca considerando la estructura topológica de la red de flujo creada (nudos, conducciones, embalses y retornos) y según los criterios establecidos en la función objetivo: minimizar los déficits en las demandas y en las conducciones en las que se haya establecido un caudal mínimo y maximizar el volumen almacenado en los embalses.

La función objetivo es:

$$F.O. = \sum_{t=1}^{N.12}\left[\sum_{i=1}^{nc}\sum_{j=1}^{ni}\alpha_{i,j}d_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{nd}\sum_{j=1}^{ni\prime}\beta_{i,j}d'_{i,j,t}\right] - \sum_{i=1}^{ne}\delta_i \cdot V_{i,N.12}$$

Dónde:

- $d_{i,j,t}$ es el déficit en el nivel *j* del caudal mínimo de la conducción *i* en el mes *t*.
- $d'_{i,j,t}$ es el déficit en el nivel *j* de la demanda *i* en el mes *t*.
- $V_{i,N.12}$ es el volumen almacenado en el embalse *i* en la última iteración de la optimización *N.12*.
- *nc* es el número de conducciones en el esquema, cada una con cuatro niveles de caudal mínimo, *ni*.
- *nd* es el número de demandas en el esquema, cada una con cuatro niveles de suministro, *ni'*.
- *ne* en el número de embalses en el esquema.
- *ni* es el número de niveles en que se divide el caudal mínimo de la conducción *i.*
- *ni'* es el número de niveles en que se divide la demanda *i.*
- $\alpha_{i,j}$ es el factor de ponderación asignado al posible déficit $d_{i,j,t}$ del nivel *j* del caudal mínimo de la conducción *i* en el mes *t*.
- $\beta_{i,j}$ es el factor de ponderación asignado al posible déficit $d'_{i,j,t}$ del nivel *j* de la demanda *i* en el mes *t*.
- δ_i es el factor de ponderación asignado al volumen almacenado en el embalse *i* al final del periodo de optimización *N.12*.
- *N* es el número de años de optimización. Se indica *N.12* ya que en cada año se realizan 12 iteraciones, una por mes. Si el periodo de optimización fuera de 10 años, el valor de *N.12* sería 120 (*t* = 1 hasta 120).

El problema que resuelve OPTIGES es la minimización de una función objetivo lineal. Los primeros dos sumatorios, que son la suma ponderada de los déficits en las demandas y en las conducciones son positivos, y el modelo repartirá el agua disponible entre todas las demandas y conducciones procurando que éstos sean nulos si hay recursos hídricos suficientes. En caso de escasez de recursos, tienen prioridad las conducciones y demandas con un mayor coeficiente de ponderación (α y β). El segundo sumatorio es el de los volúmenes embalsados y es negativo, lo que hace que la función objetivo tienda a almacenar la mayor cantidad de agua posible al final del periodo de optimización (*N.12*).

Los coeficientes de ponderación se calculan con las siguientes expresiones:

$$\alpha_{i,j} = K_\alpha - p_i \cdot K_1 - j \cdot K_2$$

$$\beta_{i,j} = K_\beta - p_i' \cdot K_3 - j \cdot K_4$$

$$\delta_i = 1 + n_e - p_i''$$

Donde:

- K_α *y* K_β son constantes cuyos valores por defecto son 10.000, aunque pueden ser modificados.
- K_1, K_2, K_3 y K_4 también son constantes cuyos valores son 5, 200, 5 y 200, respectivamente, pero no pueden ser modificados.
- p_i son las prioridades asignadas a cada caudal ecológico.
- p_i*'* son las prioridades asignadas a cada demanda.
- p_i*''* son las prioridades asignadas a cada embalse.
- *j* es el nivel de cada demanda o caudal mínimo establecido que toma como valores números enteros entre 1 y 4.

La función objetivo está sujeta a las siguientes restricciones:

- La suma de caudales de entrada a cualquier nudo debe ser igual a la suma de los caudales salientes del mismo.
- En los embalses, la suma de volúmenes de entrada más el volumen almacenado previamente debe ser igual a la suma de volúmenes de salida más el volumen final y el volumen evaporado.
- El caudal circulante por una conducción debe ser menor que la capacidad máxima de la conducción.
- Todas las variables de volumen o caudal son positivas o nulas.

El problema a resolver es la optimización lineal de una red de flujo conservativa y se resuelve con el ya mencionado algoritmo "out of kilter" (Fulkerson, 1961).

2.2.6.3 Escenarios de cálculo

Una vez creada la red de flujo y la función objetivo se plantean diferentes escenarios de cálculo a resolver. Un escenario habitual es el estado actual, que sirve para conocer el funcionamiento presente del SRH e identificar si existen deficiencias en el sistema. Tomando como punto de partida este escenario se suelen plantear diferentes actuaciones, entre las que se encuentran aquellas destinadas a solventar las posibles deficiencias identificadas previamente. Aparte de estas actuaciones también se pueden plantear otras, como puede ser la ampliación de un regadío, en cuyo caso el objetivo del escenario es analizar cómo afecta dicha ampliación al resto del

sistema. En definitiva, los escenarios de cálculo sirven para estudiar la eficacia de las diferentes actuaciones que se planteen en el SRH.

Una vez creados todos los escenarios se le indica al programa cual es el periodo de cálculo que debe emplear en la optimización, que suele coincidir con toda la serie histórica de caudales de la que se dispone. No obstante, a veces puede interesar la reacción del sistema frente a un tramo específico de la serie, como puede ser una sequía.

2.2.6.4 Resultados

Una vez optimizada la red de flujo, los principales resultados que se obtienen son las series temporales (hm^3/mes) de las principales variables del sistema:

- Los caudales de entrada al sistema.
- El volumen almacenado y evaporado en cada embalse.
- El caudal que circula por cada conducción.
- El volumen suministrado a cada demanda (y su déficit).
- Los volúmenes que retornan a la red de flujo.

Además, también se obtienen otras variables que se calculan con las series anteriores, entre las que se encuentran el número de meses de llenado y vaciado de los embalses, los criterios de garantía de las demandas (mensual, anual, volumétrica y criterio UTAH) y la garantía de los caudales en los que se haya establecido un caudal mínimo.

2.2.7 Indicadores de la gestión del agua de una cuenca

Una vez simulado el SRH, los resultados se agregan con el fin de crear indicadores que evalúen numéricamente su funcionamiento. Una de sus aplicaciones más importantes es localizar, espacial y temporalmente, las demandas de un SRH con deficiencias y analizar las causas que provocan dicha situación (Pulido et al., 2006).

Los indicadores más utilizados son aquellos que se basan en la satisfacción de las demandas y que se determinan contabilizando las veces que el suministro de agua a las demandas no es el adecuado. Aparte de estos, existen otros que incorporan la dimensión temporal de la simulación realizada con el SRH, como son los que miden la duración y frecuencia de las sequías (Alegre et al., 2000).

Con objeto de sintetizar aún más la caracterización del funcionamiento del SRH en un único valor se emplean los índices, que sirven para medir el comportamiento global del sistema, comparando los recursos hídricos disponibles dentro de un área geográfica (país o cuenca) con los realmente utilizados. Algunos de ellos incorporan características específicas del área geográfica, como pueden ser la evolución tecnológica, las características sociales y el nivel

económico, llegando a incluir los más sofisticados aspectos socioeconómicos y medioambientales relacionados con la gestión del agua (Lorenz et al., 2001).

2.2.7.1 Indicadores de satisfacción de las demandas

En la gestión de los recursos hídricos no siempre es posible satisfacer todas las demandas, ocasionándose déficits en las mismas que provocan un impacto negativo sobre la actividad en que se produce. El impacto de dicho déficit es diferente según la actividad, ya que éste puede ser insostenible para un uso mientras que para otro puede ser asumible. Por ejemplo, un déficit del 20% podría ser soportado por un regadío mientras que para el abastecimiento de una ciudad sería inasumible (BOE, 2008). Por este motivo es necesario establecer un umbral diferente para cada actividad económica a partir del cual un déficit pasa a ser un fallo de suministro.

El valor de un umbral de fallo es aquel a partir del cual las consecuencias de un déficit empiezan a limitar la actividad económica que requiere un volumen de agua. Sirven para indicar cuando una demanda se encuentra en situación de fallo y se suele emplear para el cálculo de los indicadores de garantía. Los umbrales no son fáciles de establecer y se suelen emplear estándares internacionales que varían en función del tipo de demanda. A veces, pueden llegar a variar dentro de un mismo país, como pasa es España (BOE, 2001a), donde los organismos de cuenca son los responsables de fijar dichos límites, pudiendo variar de una demarcación hidrográfica a otra.

2.2.7.1.1 Garantía

La garantía es un indicador que proporciona la probabilidad de que una demanda no se encuentre en una situación de fallo (Murillo-Díaz & Navarro-Iáñez, 2006). Asimismo, también se puede presentar como la probabilidad de que se encuentre en situación de fallo, denominándose en este caso como riesgo (Fontaine et al., 2014).

El primer paso para su cálculo es establecer el umbral de fallo *u* a partir del cual, conocida la serie de caudales suministrados x_t, se determina cuando la demanda se encuentra en estado de fallo (*F*) y cuando no (*S*). Por lo que la garantía *g* es la probabilidad de que un proceso estocástico con dos estados, satisfacción y fallo (*S, F*), se encuentre en estado de satisfacción, pudiéndose definir el riesgo *r* utilizando este mismo proceso. Los valores de la garantía *g* y del riesgo *r* deben cumplir la siguiente igualdad: $g + r = 1$.

$$g = P(x_t \epsilon S) \quad r = P(x_t \epsilon F)$$

Aparte de este tipo de garantía, existe otra variante menos utilizada que no necesita un umbral de fallo para su cálculo y que no es un proceso estocástico: la garantía volumétrica.

A continuación se presentan los principales indicadores creados con estas dos variantes de garantía: mensual, anual y volumétrica.

Garantía mensual g_m:

La garantía mensual de una demanda es la probabilidad de que en un mes no se encuentre en situación de fallo. Para su cálculo se establece previamente el umbral *u* con el que se determina cuando el déficit del volumen suministrado en un mes es superior al fallo y cuando no. Por último, se suman los meses sin fallos (nm_{sf}) y se divide por el número total de meses (nm_t) que se ha utilizado en la simulación del SRH, y se multiplica por 100 para expresar el resultado en tanto por ciento.

$$g_m = \left[\frac{nm_{sf}}{nm_t}\right] \cdot 100\ (\%)$$

Garantía anual g_a:

La garantía anual es la probabilidad de que una demanda en un año no se encuentre en estado de fallo. Para este caso, la serie estocástica es anual y el valor de la garantía se determina relacionando el número de años sin fallo (na_{sf}) con el número total de años que se han utilizado en la simulación del SRH (na_t).

$$g_a = \left[\frac{na_{sf}}{na_t}\right] \cdot 100\ (\%)$$

Garantía volumétrica g_v:

Se calcula comparando el volumen total suministrado (*Vs*) durante el periodo de simulación del SRH con el volumen total demandado (*Vd*) en el mismo periodo (Murillo-Díaz & Castaño-Castaño, 2003).

$$g_v = \left[\frac{V_s}{V_d}\right] \cdot 100\ (\%)$$

Dos de los tres criterios de garantía anteriores indican el porcentaje de tiempo en estado de fallo y el tercero el porcentaje de volumen suministrado. Sin embargo no proporcionan información de cómo se distribuyen los fallos en el tiempo ni la magnitud real de los mismos, lo que sí hace los indicadores de resiliencia y vulnerabilidad.

2.2.7.1.2 Resiliencia

Para evaluar el tiempo que una demanda tarda en salir del estado de fallo se calcula la resiliencia, que también se define como el tiempo medio que una demanda permanece en dicho estado (Asefa et al., 2014). La resiliencia δ es la relación entre la duración de todos los fallos

(d_t) y el número de veces que la demanda se encuentra en dicha situación (*nf*), y viene expresada en unidades de tiempo.

$$\delta = \frac{1}{nf}\sum_{t=1}^{nf} d_t$$

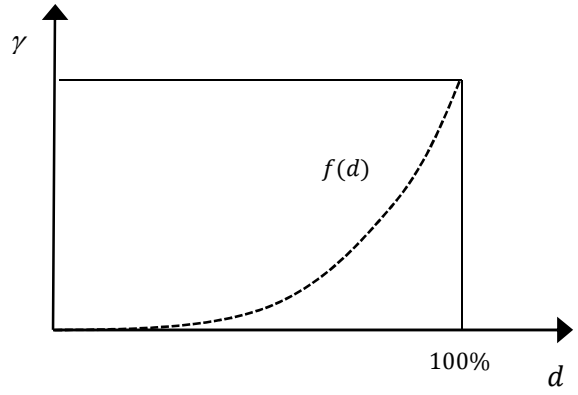
Si por ejemplo, los fallos se producen de forma aislada, su duración media (δ) sería uno y su número coincidiría con el de fallos de la serie.

2.2.7.1.3 Vulnerabilidad

La vulnerabilidad de una demanda es el valor esperado de los efectos que genera un fallo cuando se produce (Asefa et al., 2014). Este indicador sirve para cuantificar la magnitud del fallo en unidades que sean comparables con las de otras demandas, como son las pérdidas económicas. Su cálculo suele ser complejo dado que es necesario conocer una función que relacione el déficit (*d*) que se produce con el valor esperado de sus efectos (γ) (Figura 26).

$$E[\gamma] = f(d)$$

Figura 26. Curva de vulnerabilidad de una demanda.



Fuente: elaboración propia.

Estas funciones son generalmente no lineales y se establecen a priori de forma particular para cada uso y para cada zona geográfica (Liersch et al., 2013). Otra dificultad añadida sería utilizar funciones que tuvieran en cuenta los fallos consecutivos, ya que las pérdidas que se generan en los últimos años de largas sequías suelen ser superiores a las de los primeros (Jercich, 1997).

2.2.7.1.4 Criterio UTAH

Este criterio fue inicialmente ideado para demandas agrarias y, a diferencia de los anteriores, introduce la dimensión temporal combinando tres garantías diferentes:

- El déficit anual debe ser inferior al x% de la demanda anual.
- El déficit acumulado en dos años debe ser inferior al y% de la demanda anual.
- El déficit acumulado en diez años debe ser inferior al z% de la demanda anual.

Las tres condiciones anteriores se tienen que cumplir a la vez y sólo ofrece dos posibles resultados: aceptación o rechazo (Estrada, 1991).

En su versión original para cultivos se establecen unos porcentajes referidos a la demanda anual: un déficit máximo del 50% para un año, del 75% para dos años consecutivos y del 100% para el déficit acumulado durante 10 años (Hernández-Bedolla et al., 2011). Los valores anteriores (x%, y%, z%) se pueden modificar para otro tipo de demandas, como ocurre en la IPH española para las demandas urbanas (BOE, 2008), en el que se establece un déficit del 8% para diez años consecutivos.

2.2.7.2 Índices de comportamiento general

Como se acaba de mostrar, existen diferentes indicadores individuales para las demandas de un SRH, cuyos umbrales o criterios de cumplimiento difieren según el tipo de demanda (urbana, industrial, regadío) y de la cuenca estudiada. Con el uso de estos indicadores no es posible establecer cuál es el comportamiento global de la cuenca ni comparar los resultados obtenidos con los de otras. Para ello se ha de recurrir a índices que cuantifiquen de forma general la gestión de la cuenca y cuyas cinco representaciones más utilizadas se presentan a continuación.

2.2.7.2.1 Índice Ponderado de Comportamiento (IPOC)

Este índice fue definido y utilizado por primera vez en el documento técnico del Ministerio de Medio Ambiente "Análisis de los Sistemas Hidráulicos", que sirvió de apoyo a la realización del PHN de España en el año 2001 (BOE, 2001b). Este índice evalúa el comportamiento global de un SRH agrupando los criterios UTAH de las demandas aisladas mediante una media ponderada. El objetivo de este índice es flexibilizar el criterio UTAH, ya que tradicionalmente se establece que la gestión de un SRH falla de forma global si una demanda no cumple dicho criterio. De esta forma se evita que un sistema falle de forma global por culpa de una demanda que tiene poco peso relativo (cuantitativo o cualitativo) dentro del SRH.

Los déficits obtenidos en cada demanda se relativizan en función de los déficits umbral que se hayan establecido previamente, y se ponderan en función de la importancia en volumen de cada demanda. El resultado final de dicha media ponderada es el Índice Ponderado de Comportamiento del sistema (IPOC), que siempre es mayor o igual a la unidad.

El valor del IPOC obtenido se tiene que comparar con el Índice Ponderado de Comportamiento último (IPOCu), que ha de establecerse a priori y debe ser mayor que uno (p.e. entre 1 y 1,5). Si

el valor del IPOC obtenido se encuentra entre uno y el valor del IPOCu, se considera que el fallo del sistema es asumible. En cambio, si el valor del IPOC es mayor que el IPOCu, entonces se considera que el sistema falla de forma global.

2.2.7.2.2 Índice de Falkenmark de estrés hídrico

El Índice de Falkenmark de estrés hídrico se calcula dividiendo los recursos hídricos disponibles en un área geográfica entre el número de personas que viven en la misma, por lo que representa los recursos hídricos per cápita (Falkenmark et al., 1989). Para el cálculo de este índice se considera que las necesidades mínimas de agua de una persona son 100 litros/día para uso doméstico y entre 500-2.000 litros/día para el desarrollo adecuado de la agricultura, industria, energía y medioambiente (Edwards et al., 2005). Por tanto, la cantidad mínima anual para que una persona satisfaga todas sus necesidades es de 1.700 m^3/año. Si en un área geográfica este volumen se encuentra entre 1.000 m^3/año y 1.700 m^3/año, el área geográfica sufre situaciones eventuales de sequía y se dice que dicha área se encuentra en tensión hídrica. Si los recursos hídricos per cápita son menores la tensión hídrica aumenta hasta alcanzar la escasez absoluta (Tabla 7).

Tabla 7. Niveles del Índice de Falkenmark de estrés hídrico.

Índice de Falkenmark (m^3/hab/año)	**Nivel de escasez de agua**
> 5.000	Sin presión
1.700 – 5.000	Tensión hídrica ocasional o localizada en una zona
1.000 – 1.700	Tensión hídrica regular
500 – 1.000	Escasez de agua crónica (falta de agua para el desarrollo económico y humano de un área geográfica)
< 500	Escasez de agua absoluta

Fuente: elaboración propia a partir de datos de Gleick et al. (2002).

Si bien este índice es fácil de calcular y su significado es fácil de entender, presenta algunas limitaciones: utiliza valores medios que enmascaran posibles problemas de escasez locales, no tiene en cuenta la evolución temporal de los recursos y de los requerimientos ambientales, no refleja los cambios de disponibilidad de agua que proporcionan las infraestructuras hidráulicas de regulación ni las variaciones derivadas del estilo de vida o el clima, entre otras. Con el fin de que este índice incorpore la capacidad de adaptación de la sociedad al estrés hídrico, a través de la economía y la tecnología, se combina con el Índice de Desarrollo Humano (Ohlsson, 2000), obteniéndose el denominado Índice de Estrés Hídrico Social (Kelley, 1991).

2.2.7.2.3 Índice de Vulnerabilidad de los recursos hídricos

El Índice de Vulnerabilidad (Raskin, 1997) mide el grado de aprovechamiento (%) de los recursos hídricos de una cuenca comparando los recursos utilizados con los potencialmente disponibles. Para el cálculo de estos últimos, a los recursos totales se le deben descontar aquellos que no pueden ser aprovechados, como son los que se generan en avenidas extraordinarias. Así, el Índice de Vulnerabilidad considera de forma implícita la tecnología de la cuenca. Con el valor de este índice se establecen unos niveles de escasez de agua, indicando que para que no haya problemas de escasez en una cuenca se tienen que consumir menos del 10% de los recursos potencialmente disponibles y si se consumen más del 40% la cuenca se encuentra en estado de escasez de agua grave (Tabla 8).

Tabla 8. Niveles del Índice de Vulnerabilidad de los recursos hídricos.

Índice de Vulnerabilidad de los recursos hídricos (%)	Nivel de escasez de agua
< 10%	Sin problemas de escasez
10 – 20	Escasez de agua moderada
20 – 40	Escasez de agua media a grave
> 40%	Escasez de agua grave

Fuente: elaboración propia a partir de datos de Raskin (1997).

Este índice tiene limitaciones similares al Índice de Falkenmark, ya que no tiene en cuenta las variaciones temporales y espaciales de los recursos hídricos ni de las demandas, ni considera la posibilidad de reutilizar los retornos de estas últimas (Rijsberman, 2006).

2.2.7.2.4 Índice de escasez relativa del agua

El Índice de escasez relativa del agua se define a partir del Índice de Vulnerabilidad y del aumento futuro de las necesidades de agua (Seckler et al., 2000), estableciendo que un país padece escasez de agua absoluta si utiliza más del 50% de los recursos hídricos disponibles. Si el consumo de recursos es menor, el grado de escasez de agua dependerá de las previsiones futuras de la demanda de agua.

A los países que no son capaces de satisfacer sus demandas futuras incluso descontando la capacidad futura de adaptación se les denomina países con escasez física del agua. Por otro lado, están los países con recursos hídricos renovables disponibles suficientes pero que no son capaces de adaptarse al cambio por falta de inversión en infraestructuras hidráulicas, a los que se denomina países con escasez económica del agua.

La primera vez que se utilizó este índice fue para estudiar las necesidades hídricas actuales (1990) y futuras (2025) en 118 países, introduciendo los usos del agua en abastecimiento, industrial y regadío. Para el horizonte futuro se tuvo en cuenta el crecimiento de las demandas de agua así como el aumento en la eficacia del uso del agua derivada de una mayor tecnificación (Seckler et al., 2000).

2.2.7.2.5 Índice de pobreza hídrica

El Índice de pobreza hídrica relaciona los recursos hídricos disponibles con problemas ambientales, sociales y económicos relacionados con éstos (Sullivan et al., 2003). Se obtiene a partir de un análisis interdisciplinario que engloba cinco componentes relacionados con el agua:

- La cantidad de recursos hídricos cuantifica la disponibilidad de los mismos (superficiales y subterráneos) considerando una calidad mínima para su uso.
- El acceso mide la cercanía, medida en distancia y tiempo, a un agua de calidad por parte de los habitantes (incluido el acceso de agua para regadío).
- La capacidad hace referencia a la efectividad de manejo del agua por parte de la población de la zona de estudio.
- El uso indica los diferentes aprovechamientos del agua, diferenciados entre urbano, industrial y agrícola.
- El medio ambiente evalúa la integridad de los ecosistemas acuáticos y los bienes y servicios que proporcionan a los habitantes del área de estudio.

Una vez valorados estos componentes, el resultado final se relativiza en tanto por ciento, siendo 100 el valor que indica el mejor estado posible en la gestión de los recursos hídricos.

Posteriormente, la estructura en el cálculo del Índice de pobreza hídrica ha sido modificada con el fin de incluir el efecto que el cambio climático tiene sobre los recursos hídricos. Para ello, a los cinco componentes anteriores se les añade el parámetro geoespacial, proporcionando el denominado Índice de Vulnerabilidad Climática (Sullivan & Meigh, 2005).

CAPÍTULO 3. Huella hídrica

Los resultados de la gestión de los recursos hídricos de una cuenca hidrográfica se sintetizan en base a índices e indicadores que, como se ha presentado al final del capítulo anterior, se suelen basar en ratios que establecen el grado de aprovechamiento de dichos recursos y en indicadores de satisfacción de las demandas. Si bien estos indicadores e índices proporcionan una información valiosa, sólo describen la gestión de los recursos hídricos (Seager, 2001) discriminando otras variables importantes para cualquier cuenca hidrográfica, como pueden ser los usos del suelo. La información que proporcionan es pues limitada, ya que cuando se habla de escasez de agua generalmente sólo se hace referencia al abastecimiento, olvidando que pueden existir otros tipos de escasez (Savenije, 2000). Con el fin de ampliar esta perspectiva se vienen desarrollando otros indicadores que pretenden introducir nuevos enfoques al uso del agua, como es el caso de los indicadores socioeconómicos (Alamarah et al., 2007), entre los que se encuentra la huella hídrica. La novedad de este último indicador es que no se centra de forma exclusiva en el uso de los recursos hídricos, sino que amplía el análisis al considerar tanto la precipitación que recibe una cuenca hidrográfica como la evapotranspiración que se genera en la misma. Asimismo, también tiene en cuenta el efecto de la contaminación de los recursos hídricos por parte de las actividades económicas, por lo que engloba todas las posibles afecciones que el hombre puede realizar sobre el recurso agua. Por tanto, en el marco de la gestión integrada de las cuencas hidrográficas, la huella hídrica proporciona una visión global de todos los usos del agua en su conjunto frente a la visión centrada en los recursos hídricos que proporcionan los indicadores que habitualmente se utilizan en la planificación hidrológica.

A continuación, y antes de definir con detalle este indicador, se va a describir el concepto de agua virtual, a partir del cual surgió el de la huella hídrica. Posteriormente, se va a presentar una revisión de las posibles huellas hídricas que se pueden calcular y la metodología que se suele emplear para determinarlas, centrándose en la que se utiliza para una cuenca hidrográfica.

3.1 El agua virtual

El concepto de agua virtual fue introducido por Allan (1996) para indicar el papel fundamental que juegan los recursos hídricos en el comercio internacional de materias primas, principalmente los cereales. El adjetivo virtual hace referencia al hecho de que la mayor parte del agua necesaria para la producción agrícola no está contenida en el propio producto, ya que esta fracción es despreciable en comparación con el total de agua invertida en su producción.

El agua virtual se divide entre agua verde y azul (Savenije, 2000) con objeto de indicar el origen del recurso que se está consumiendo. El agua verde es el agua de lluvia que se almacena en el suelo en forma de humedad, mientras que el agua azul son los recursos hídricos almacenados en

lagos, embalses, acuíferos o los caudales que circulan por los cauces. Esta diferenciación permite conocer el origen del agua que está consumiendo una actividad económica (Liu & Yang, 2010). El uso del agua verde suele estar limitado a la producción agrícola, que es una de las pocas actividades económicas que puede aprovechar la humedad del suelo procedente de la lluvia. Mientras el agua azul se puede utilizar en un mayor número de actividades económicas, entre las que también se incluye la agricultura en regadío.

La mayoría de los cálculos del agua virtual suelen estar relacionados con áreas geográficas. Si el objetivo es determinar el volumen de agua invertido por las actividades económicas en la producción de dicha área (El-Sadek, 2010), se dice que se está empleando un enfoque productor. También se suele realizar el cálculo del agua virtual desde un enfoque consumidor, que consiste en determinar el volumen de agua que se ha invertido en la generación de los productos consumidos por los habitantes de un área geográfica (Wichelns, 2001). La diferencia entre el cálculo realizado con los dos enfoques anteriores permite establecer si un área geográfica, como puede ser un país, exporta o importa agua virtual (Babillot & Le Lourd, 2000; Chen & Chen, 2013).

El enfoque consumidor utilizando un país como área geográfica sirvió a Hoekstra (2003), apoyándose en el concepto de la huella ecológica (Rees & Wackernagel, 1994), para formular el de la huella hídrica. Desde la definición de ésta última se han venido realizando numerosas aplicaciones prácticas con este indicador dirigidas a evaluar el agua consumida en la obtención de numerosos productos (Vanham et al., 2013; Wang et al., 2013), así como el consumo de agua en áreas geográficas, entre las que se encuentran las cuencas hidrográficas (Zeng et al., 2012).

3.2 El concepto de huella hídrica

La primera vez que aparece en la literatura el concepto de huella hídrica se define como el volumen de agua que ha sido utilizada en la producción de todos los bienes y servicios consumidos por los habitantes que viven en un país (Hoekstra, 2003). Más adelante Hoekstra & Chapagain (2007a) diferencian entre huella hídrica interna y externa. La primera es aquella que se genera dentro de un país por el consumo de agua en las actividades económicas en la producción de bienes y servicios, mientras que la externa es aquella relacionada con los bienes y servicios que se consumen dentro del país pero que han sido producidos en otros.

El concepto de huella hídrica se ha generalizado de modo que actualmente se puede utilizar para traducir cualquier tipo de consumo o de producción en una unidad homogénea que representa a un recurso escaso, como es el agua dulce. Sus dos características más importantes son:

- Versatilidad: es posible evaluar la huella hídrica de países (Hoekstra & Chapagain, 2007a), de mercados de productos (Chapagain et al., 2006), de consumos específicos de

países (Chapagain & Hoekstra, 2007), de regiones, (Aldaya et al., 2009), realizar un cálculo de la huella hídrica per cápita, etc.

- Homogeneidad: los resultados se expresan en unidades que son comparables.

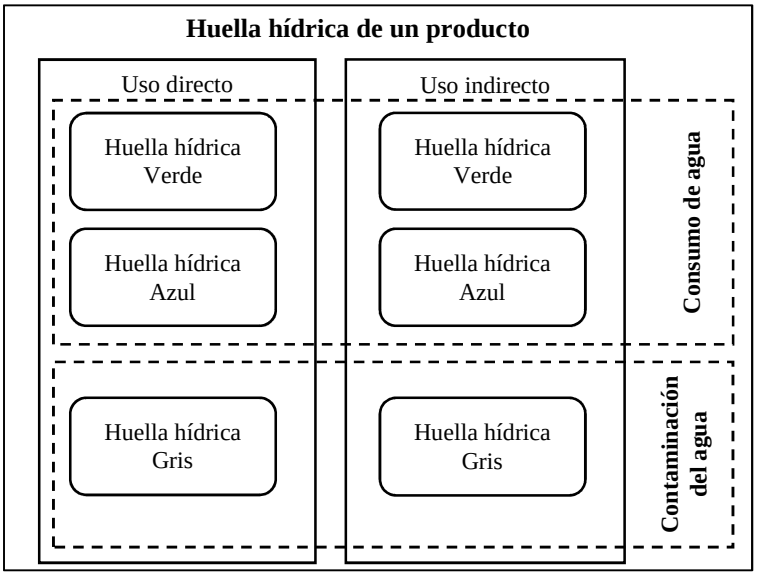
En función del agua virtual que se emplee en una actividad económica, la huella hídrica puede ser verde o azul. Además de estos dos colores también existe la gris que mide, en volumen de agua dulce, la contaminación generada por una actividad económica (Chapagain & Orr, 2009). Inicialmente la huella hídrica gris se define como volumen de dilución de contaminantes y como consumo de agua no evaporada. Las características de homogeneidad y versatilidad, sumadas a la posibilidad de valorar la contaminación del agua, le confieren a este indicador la capacidad de unificar en un solo valor el grado de apropiación que cualquier actividad económica realiza sobre los recursos hídricos (Mekonnen & Hoekstra, 2010; Mekonnen & Hoekstra, 2011).

Actualmente, la huella hídrica que más se utiliza es la de un producto, que se define como la cantidad de agua que ha sido necesaria utilizar para poder crearlo y se calcula como el sumatorio de las huellas hídricas de los procesos que una actividad económica ha llevado a cabo para su producción (Ercin et al., 2012). Dentro de estos procesos se pueden encontrar usos que no consumen agua, como es la contaminación, y los que consumen agua por cualquiera de estos tres mecanismos:

- Evaporación del agua.
- Agua incorporada en un producto.
- Agua que no retorna a la misma cuenca de la que proceden los recursos hídricos.

Generalmente, en todos los procesos se encuentran ambas formas de usar el agua (Figura 27), aunque también existen actividades económicas que no consumen ni contaminan el agua por lo que no generan huella hídrica, como son los usos recreativos y la navegación.

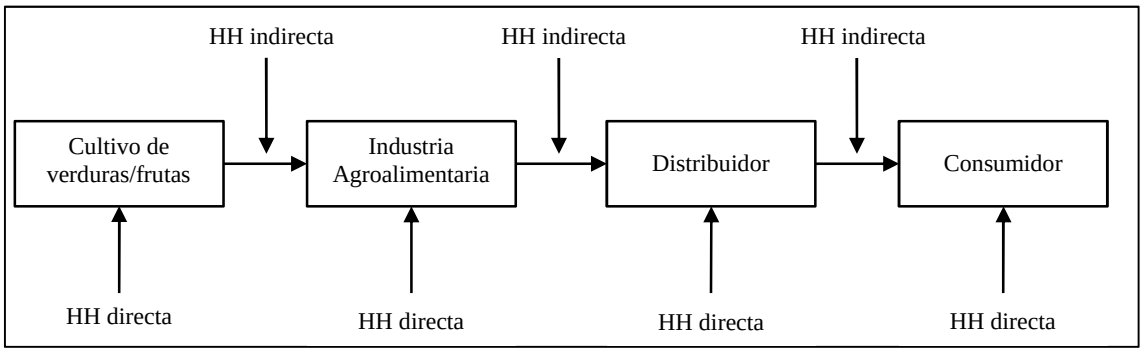
Figura 27. Descomposición de la huella hídrica de un producto.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2009).

Además de la forma de usar el agua, la huella hídrica de los procesos también se puede diferenciar por su ubicación dentro de la cadena de producción de una actividad económica. Un proceso hace un uso directo del agua si ésta es consumida directamente en el propio proceso, como es el agua absorbida por las plantas en el proceso de regadío (Figura 27). Por otro lado, un proceso hace uso indirecto del agua cuando ésta viene ya incorporada en un producto que se emplea en la creación de otro, como son las materias primas suministradas a una industria. Considerando esta definición, un proceso puede realizar un uso directo para un producto y un uso indirecto para otro. Por ejemplo, el agua consumida en el regadío es un uso directo para el agricultor pero, para la industria agroalimentaria es un uso indirecto (Figura 28).

Figura 28. Huella hídrica directa-indirecta en la cadena de suministro.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2011).

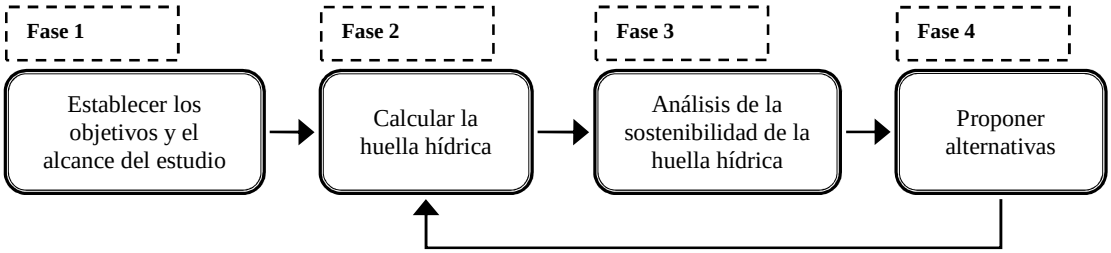
En resumen, la huella hídrica indica el consumo y/o contaminación de agua dulce que se genera en la producción de bienes y servicios. Para simplificar su cálculo se suele descomponer en procesos que, generalmente, incorporan las dos formas de uso, consumo (verde y azul) y contaminación (gris). La agregación posterior de las huellas hídricas de estos procesos

proporciona el valor final de la de los productos y servicios, los cuales se pueden seguir agregando con el fin de obtener la huella hídrica de una empresa, un consumidor, un área geográfica, etc. Además de diferenciar el origen del agua que se está utilizando y la contaminación que se genera, también permite identificar si el uso dentro de la cadena de producción es directo o indirecto.

3.3 Evaluación de la huella hídrica

La evaluación de la huella hídrica se divide en cuatro fases: establecer el objetivo y alcance de la evaluación, calcular el valor de la huella hídrica, analizar si son sostenibles las repercusiones socioeconómicas y ambientales de la misma y, si fuera necesario, plantear alternativas para reducir los posibles impactos económicos, sociales y sobre el medio ambiente (Figura 29).

Figura 29. Fases en la evaluación de la huella hídrica.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2011).

Los diferentes objetivos en la evaluación de la huella hídrica son:

- Huella hídrica de un proceso
- Huella hídrica de un producto
- Huella hídrica de un consumidor
- Huella hídrica de un grupo de consumidores
- Huella hídrica de un área geográfica:
  - nación
  - municipio, provincia o región
  - cuenca hidrográfica
- Huella hídrica de una empresa
- Huella hídrica de un sector empresarial
- Huella hídrica de la humanidad

Para cada objetivo el alcance del estudio puede ser diferente:

- ¿Qué tipo de huella hídrica interesa estudiar: verde, azul o gris?
- ¿Cuál es el alcance (temporal, espacial, etc.) del estudio?

- ¿Qué grado de detalle espacio-temporal es el más adecuado y viable para el objetivo perseguido?
- ¿Consumidores o productores?
- ¿Procesos internos, productos importados o productos exportados?
- ¿Cuál es el periodo de estudio?

Una vez que se ha decidido qué tipo de huella hídrica se quiere calcular y se ha establecido el alcance del estudio, se evalúa cuantitativamente el valor de la misma. Para ello, se tiene que seleccionar la metodología más adecuada para su contabilidad y buscar la información necesaria para su aplicación.

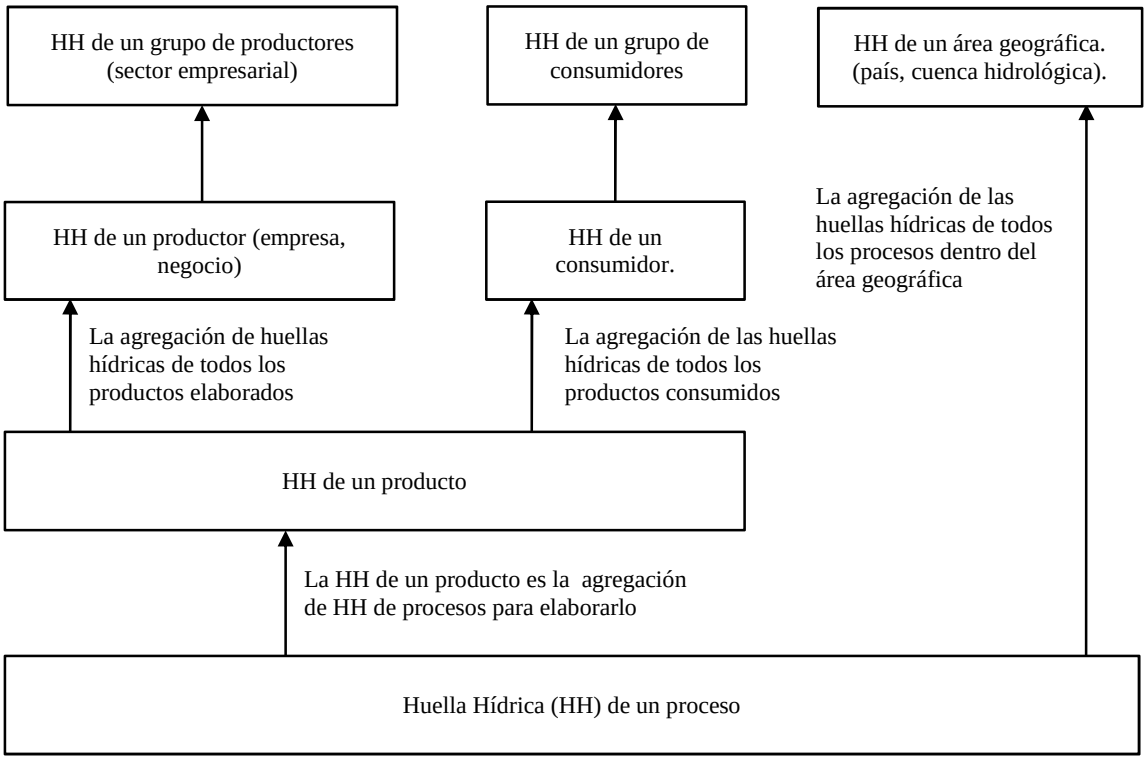
Con el valor de la huella hídrica obtenido es posible realizar un análisis de sostenibilidad del mismo que sirve para decidir si es adecuado o no el uso que se está realizando de los recursos hídricos. Si resulta no sostenible se pasaría a la última fase en la que se proponen alternativas para que sí lo sea.

Tras definir las fases de la evaluación de la huella hídrica se presenta a continuación cómo se determina la huella hídrica verde, azul y gris de cada proceso, que son los elementos sobre los que se estructura la contabilidad del resto de huella hídrica: producto, empresa, etc.

3.3.1 Huella hídrica de un proceso

La huella hídrica de un proceso es la cantidad de agua consumida y/o contaminada en una actividad que suele formar parte de una cadena de producción más compleja. Se utiliza como unidad básica en el cálculo, ya que la contabilidad de cualquier huella hídrica se construye a partir de procesos (Figura 30).

Figura 30. Huella hídrica de un proceso como unidad básica en el cálculo de las huellas hídricas.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2011).

Como se ha indicado previamente, los procesos suelen incorporar los tres tipos de huella hídrica: verde, azul y gris. Por tanto, en los tres epígrafes siguientes, se describe con un mayor grado de detalle las características básicas de cada una de estas huellas hídricas y la formulación que se emplea en su cálculo.

3.3.1.1 Huella hídrica verde

La huella hídrica verde es el consumo de agua verde por parte de un proceso productivo y cuyo valor coincide con la evapotranspiración que se produce en los cultivos, plantaciones y pastizales, así como con el agua incluida en los productos cosechados. Su cálculo se puede expresar con la siguiente expresión:

$$HH_{Verde-Proc} = HH_{Verde-Ev} + HH_{Verde-Inc}$$

Donde:

- $HH_{Verde\text{-}Proc}$: es la huella hídrica verde de un proceso (volumen/tiempo).
- $HH_{Verde\text{-}Ev}$: es la huella hídrica verde debida a la evapotranspiración (volumen/tiempo).
- $HH_{Verde\text{-}Inc}$: es la huella hídrica verde por la incorporación de agua en el producto final (volumen/tiempo).

El valor del agua que consume la evapotranspiración es tan grande respecto al agua incluida en los productos, que esta última se desprecia y sólo queda como huella hídrica verde la evapotranspiración de las plantas cultivadas.

$$HH_{Verde-Proc} = HH_{Verde-Ev}$$

Con esta simplificación, la estimación del consumo de agua por parte de los cultivos en forma de evapotranspiración se realiza con formulaciones empíricas que tienen en cuenta la precipitación, el cultivo, el clima y el tipo de suelo. Entre estas, dos de las más utilizadas son el modelo CROPWAT (Cavero et al., 2000; FAO, 2003) y el modelo EPIC (Kiniry et al., 1995).

3.3.1.2 Huella hídrica azul

La huella hídrica azul se genera al consumir agua procedente de los recursos hídricos por los tres mecanismos descritos anteriormente: evaporación, agua incorporada a un producto y deslocalización de los recursos por un retorno a una cuenca diferente de la que proceden. Los procesos más comunes que consumen este tipo de agua son la evaporación de agua en infraestructuras (embales y canales) y los suministros a actividades económicas: abastecimiento, regadío, industria, etc.

Así, de forma general, la huella hídrica azul de un proceso se expresa como sigue:

$$HH_{Azul-Proc} = HH_{Azul-Ev} + HH_{Azul-Inc} + HH_{Azul-Desloc}$$

Donde:

- $HH_{Azul\text{-}Proc}$: es la huella hídrica azul de un proceso (volumen/tiempo).
- $HH_{Azul\text{-}Ev}$: es la huella hídrica debida a la evaporación (volumen/tiempo).
- $HH_{Azul\text{-}Inc}$: es la huella hídrica por incorporación de agua a un producto (volumen/tiempo).
- $HH_{Azul\text{-}Des}$: es la huella hídrica por deslocalización de recursos (volumen/tiempo).

En la mayoría de los procesos productivos la cantidad de agua evaporada suele tener un gran peso relativo sobre el total de agua azul utilizada por lo que, generalmente, la huella hídrica azul se suele igualar a la cantidad de agua evaporada.

$$HH_{Azul-Proc} = HH_{Azul-Ev}$$

Aparte de los tres mecanismos de generar huella hídrica azul, existen otras dos acciones que influyen en la cantidad de agua azul disponible y, por ende, en la huella hídrica azul. Estas dos acciones son la reutilización y los trasvases entre cuencas hidrográficas.

La reutilización se puede realizar de dos formas: que el retorno sea utilizado en la misma actividad económica o que éste sea utilizado en otra. El primer caso se suele dar en el sector industrial en el que habitualmente dos procesos pueden compartir la misma agua, lo que hace

que se reduzca la huella hídrica de la actividad económica. En el segundo caso, la reutilización se realiza en otro sector, como suele suceder con los retornos de abastecimiento que se utilizan en el regadío. En estas situaciones se tiene que estudiar con detalle cómo se asigna a cada actividad la huella hídrica que le corresponde.

Cuando se produce un trasvase entre cuencas hidrográficas se está realizando una deslocalización de agua azul en una cuenca que se utiliza en otra. Por lo que se está generando una huella hídrica azul en la cuenca cedente y un aumento de agua azul en la cuenca receptora. No sólo se aumenta el agua de la cuenca en una cantidad equivalente al volumen trasvasado, sino que el volumen de retorno, si lo hay, es susceptible de ser reutilizado en otras actividades económicas.

Por último, cabe mencionar que existe una clasificación dentro de la huella hídrica azul que depende del origen del agua utilizada: se denomina huella hídrica azul claro si el agua procede de los recursos hídricos superficiales; si procede de las aguas subterráneas renovables (recarga natural) recibe el nombre de azul oscuro y; si se utilizan las aguas subterráneas no renovables se está generando huella hídrica negra.

3.3.1.3 Huella hídrica gris

El concepto de huella hídrica gris, que sirve para indicar el grado de contaminación que un proceso realiza sobre una masa de agua (Hoekstra et al., 2009), se define como la cantidad de agua necesaria para diluir los contaminantes vertidos a niveles tales que se cumpla con los criterios de calidad estipulados en la legislación (Chapagain et al., 2006).

El valor de la huella hídrica gris que se genera en un proceso de vertido, ya sea éste puntual o difuso, se calcula con la siguiente expresión, con la que se obtiene un valor de huella hídrica gris cuyas unidades son homogéneas con el resto de huella hídrica (volumen/tiempo):

$$HH_{Gris-Proc} = \left[\frac{L}{c_{max} - c_{nat}}\right]$$

Donde:

- $HH_{Gris\text{-}Proc}$: es la huella hídrica gris de un proceso (volumen/tiempo).
- L: es la carga del contaminante (masa/tiempo).
- c_{max}: es la concentración máxima permitida del contaminante (masa/volumen).
- c_{nat}: es la concentración natural del contaminante (masa/volumen).

La concentración máxima (c_{max}) es el valor límite permitido de dicho contaminante en la masa de agua, mientras que la concentración natural (c_{nat}) es la cantidad de sustancia que se encontraría en dicha masa de agua si no existiera ninguna alteración antrópica. A la diferencia entre ambas concentraciones ($c_{max} - c_{nat}$) se le denomina capacidad de asimilación de

contaminación por parte de una masa de agua. Este nombre se debe por que cuanto mayor es esta diferencia, mayor es la capacidad de asimilación.

La carga contaminante (*L*), dada la información que generalmente se encuentra disponible, se calcula multiplicando el caudal vertido (*Efl)* por la concentración del contaminante en el efluente (c_{efl}), quedando la siguiente formulación:

$$HH_{Gris-Proc} = \left[\frac{Efl \times c_{efl}}{c_{max} - c_{nat}}\right]$$

Generalmente los contaminantes del efluente se encuentran en la masa de agua que lo recibe, y la carga contaminante (*L*) se calcula multiplicando el caudal vertido (*Efl*) por la diferencia entre la concentración del contaminante en el efluente (c_{efl}) y la concentración del mismo en la masa de agua (c_{nat}). Para estos casos, la expresión para el cálculo de la huella hídrica gris quedaría:

$$HH_{Gris-Proc} = \frac{L}{c_{max} - c_{nat}} = \frac{Efl \times \left(c_{efl} - c_{nat}\right)}{c_{max} - c_{nat}}$$

Además de la contaminación físico-química, también existe el caso de contaminación térmica, que consiste en verter un efluente a una temperatura diferente a la de la masa de agua que lo recibe. Para el cálculo de este tipo de contaminación se multiplica el caudal vertido por la diferencia de temperatura entre el efluente (T_{efl}) y la masa de agua receptora (T_{nat}). El valor obtenido se divide por el aumento (o descenso) de la temperatura máxima aceptable, (ΔT_{max}):

$$HH_{Gris-Proc} = \frac{Efl \times \Delta T_{efl}}{\Delta T_{max}} = \frac{Efl \times \left(T_{efl} - T_{nat}\right)}{T_{max} - T_{nat}}$$

Este tipo de huella hídrica gris es la que generan las centrales térmicas al verter agua con mayor temperatura que la de la masa de agua receptora. Al igual que se crea un impacto por un aumento de temperatura, también es se genera huella hídrica gris por un vertido de agua de menor temperatura, ya que se están cambiando las condiciones naturales de la masa de agua.

A pesar de existir la base teórica para el cálculo, tal y como se acaba de presentar, existen muy pocos casos prácticos relacionados con la huella hídrica gris. Uno de ellos es el realizado por Carmona & Molinero (2010) en el que se aproxima el valor de la huella hídrica gris de la agricultura en el mundo por países, otro es el estudio de Montalván-Estrada et al. (2010) que determina la huella hídrica gris en la industria alimentaria de Cuba y el más reciente es el trabajo presentado por de Miguel (2013), en el que se evalúa la huella hídrica gris generada por los nitratos de los retornos de regadío en la cuenca del Duero y de los purines en el sector porcino español.

3.3.2 Huella hídrica de un producto

Como se ha definido previamente, la huella hídrica de un producto es la cantidad de agua dulce utilizada directa e indirectamente en los procesos que se han llevado a cabo para crearlo. Este valor se contabiliza agregando tres partes: el agua que se incorpora al propio producto, el agua que ha sido consumida previamente en los productos empleados en su elaboración y el agua utilizada en los diferentes procesos de su cadena de producción. El color del agua utilizada en las tres partes suele ser azul, verde y gris, por lo que la huella hídrica del producto final se puede dividir en estos tres colores.

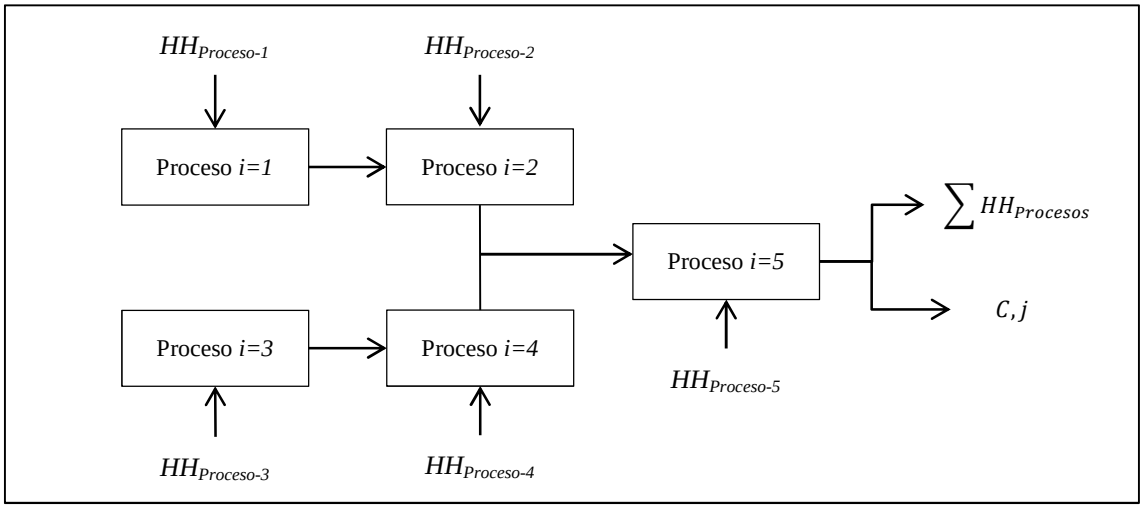
Las unidades en las que se expresa esta huella hídrica son volumen de agua por unidad de producción (m^3/ton, m^3/kg, m^3/unidad, etc.). Asimismo, si se conoce el valor económico del producto también se puede medir en unidades monetarias (m^3/€) de valor de producción, y si se está calculando la huella hídrica en la industria energética se suelen emplear unidades de energía (m^3/julios).

Si bien el concepto general que se acaba de exponer es el mismo para el cálculo de todos los tipos de producto, existen variantes que dependen, fundamentalmente, del sector que se esté tratando; no se emplea el mismo método para el cálculo de la huella hídrica de un producto industrial que para un producto agrícola. Aparte del sector, la información disponible también influye en el método que se emplea, sobre todo en el sector industrial; si se conoce el volumen de agua que se utiliza en cada uno de los procesos por unidad de producto creado, es preferible utilizar el método denominado *suma de procesos*, y si no, el método que se tiene que emplear se denominada *procesos acumulados*.

3.3.2.1 Cálculo por el método de la suma de procesos

Esta aproximación es más sencilla de aplicar que la de *procesos acumulados* y se emplea si todos los procesos crean un único producto. En este caso, las huellas hídricas de los procesos se atribuyen exclusivamente a dicho producto (Figura 31).

Figura 31. Esquema de cálculo de la huella hídrica de un producto: suma de procesos.



Fuente: elaborado en base a Hoekstra et al. (2011).

Por lo tanto, la huella hídrica de un producto *j* es la suma de las huella hídrica de los *n* procesos más relevantes divido por la cantidad producida.

$$HH_{Prod,j} = \frac{\sum_{i=1}^{n} HH_{Proceso,i}}{C,j}$$

Donde:

- $HH_{Prod,j}$: es la huella hídrica de un producto *j* (volumen/unidad).
- $HH_{Proceso,i}$: es la huella hídrica del proceso *i* (volumen).
- *C,j*: es la cantidad producida de *j* (unidad: volumen, masa, unidades, julios, etc.)

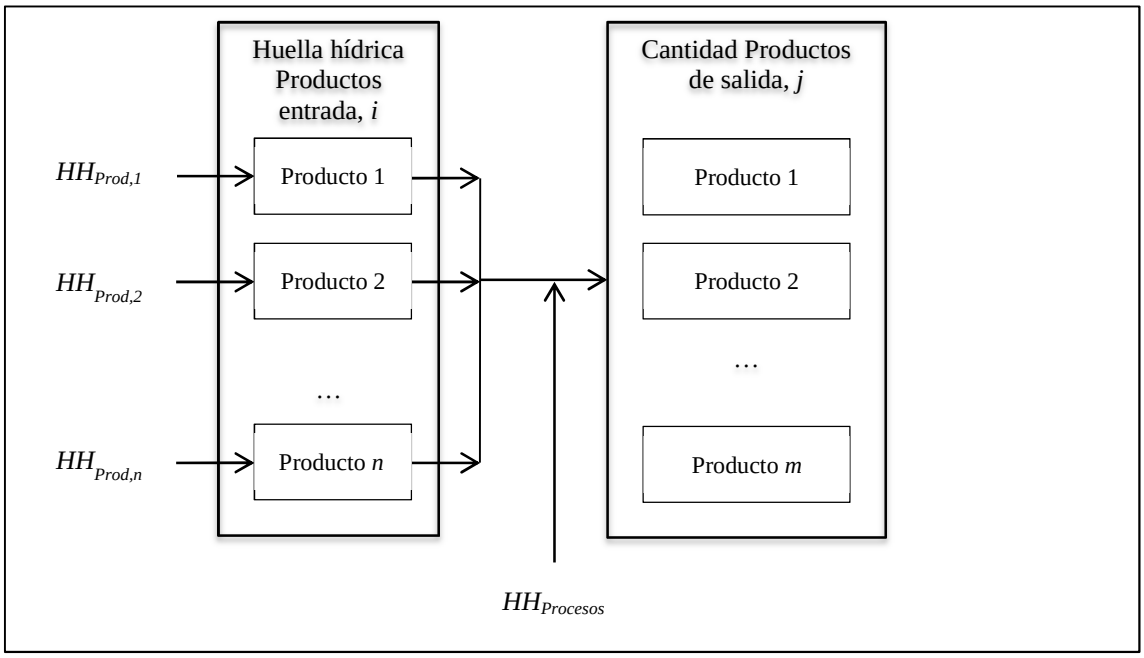
En la práctica, no es habitual poder asociar la huella hídrica de un proceso a un solo producto, ya que normalmente un mismo proceso sirve para crear más de un producto. En estos casos se debe aplicar el método de *procesos acumulados* que divide las huellas hídricas de los procesos entre los diferentes productos que se han creado.

3.3.2.2 Cálculo por el método de procesos acumulados

El cálculo de la huella hídrica siguiendo la metodología de *procesos acumulados* es la forma más habitual de calcular la huella hídrica de un producto. Este método consiste en la suma acumulada de la huella hídrica de todos los productos que se han utilizado para crear el nuevo producto, más aquella que se ha generado en el proceso de fabricación del mismo (Figura 32).

Como en este método se tiene en cuenta que un mismo proceso se utiliza en más de un producto, la huella hídrica de éste se debe dividir proporcionalmente entre los diferentes productos que genera. Por ejemplo, la huella hídrica de una oveja, se tendría que descomponer proporcionalmente en leche, lana, carne, etc.

Figura 32. Esquema de cálculo de la huella hídrica de un producto: procesos acumulados.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2011).

Por este motivo, a la huella hídrica de un producto *j* de salida de una cadena de producción le corresponde una parte proporcional de la huella hídrica de cada producto *i* de entrada, y otra parte proporcional de la huella hídrica de los procesos realizados en dicha producción (Figura 32). La formulación que se utiliza es:

$$HH_{Prod,j} = \left(HH_{Procesos} \cdot f_{p,j} + \sum_{i=1}^{n} \frac{HH_{Prod,i}}{f_{i,j}} \right) \cdot f_{v,j}$$

Donde:

- $HH_{Prod,j}$: es la huella hídrica del producto *j* de salida (volumen/unidad).
- $HH_{Procesos}$: es la huella hídrica de todos los procesos (volumen).
- $f_{p,j}$: es la parte proporcional de la huella hídrica de los procesos asignada a dicho producto *j* (adimensional).
- $HH_{Prod,i}$: es la huella hídrica de los *n* productos de entrada (volumen).
- $f_{i,j}$: es la cantidad de producto de entrada *i* necesario para crear una unidad de producto *j* (unidad: volumen, masa, unidades, julios, etc.).
- $f_{v,j}$: es el factor de corrección por el tipo de producto de salida *j* (adimensional).

El último factor de corrección ($f_{v,j}$) permite asignar según la importancia de los productos de salida mayor o menor proporción de huella hídrica de los productos de entrada. Por ejemplo, el objetivo principal de criar una vaca puede ser la obtención de leche, sin embargo, una vez cumplido este objetivo, este mismo producto de entrada se puede aprovechar con otros fines,

como es la producción de carne y/o cuero. Por tanto, a la leche se le asignaría la mayor parte de la huella hídrica de la vaca.

3.3.3 Huella hídrica de una empresa

La huella hídrica de una empresa se define como el volumen total de agua dulce que es usada, directa o indirectamente, en el funcionamiento de la misma. La directa, que también se denomina operacional, es el volumen de agua consumido o contaminado por las propias operaciones de la empresa y la indirecta es la huella hídrica de los productos incorporados en la cadena de suministro.

La evaluación de este indicador tiene dos objetivos principales:

- Conocer el ciclo de agua de la empresa: huella hídrica directa e indirecta.
- Transmitir a los consumidores la conciencia medioambiental de la empresa: responsabilidad social corporativa.

El conocimiento del ciclo de agua a una empresa le permite: i) identificar la eficiencia del uso del agua dentro de la misma indicando en qué procesos sería posible ahorrar agua si se aplicasen nuevas tecnologías y ii) cuantificar que parte de la huella hídrica se debe a las materias primas (Ene et al., 2013).

Asimismo, el cálculo de este indicador puede ser utilizado por la empresa para transmitir a sus consumidores cuál es el consumo real de agua que se está realizando al comprar dicho producto. Si además esta empresa realiza este cálculo de forma periódica, puede mostrar en el mercado cómo ha ido reduciendo su huella hídrica directa e indirecta por el aumento de la eficiencia del uso del agua en la propia empresa (Lambooy, 2011).

3.3.4 Huella hídrica de los consumidores

La huella hídrica de un consumidor es el agua consumida y contaminada en la producción de todos los bienes y servicios utilizados por dicho consumidor. El valor de esta huella hídrica, al igual que el de una empresa, se descompone en directa e indirecta, siendo la directa el consumo y contaminación del agua dulce de uso doméstico y, la indirecta, aquella que está en el origen de los productos que son consumidos por dicha persona.

Se calcula como el volumen de agua de uso doméstico (abastecimiento) más el sumatorio de todos los productos consumidos y servicios utilizados por una persona durante un periodo de tiempo.

$$HH_{Cons} = HH_{Cons,dir} + \sum HH_{Cons,ind}$$

Donde:

- HH_{Cons}: es la huella hídrica de un consumidor (volumen/persona/tiempo).
- $HH_{Cons,dir}$: es la huella hídrica debida al consumo directo (abastecimiento) (volumen/persona/tiempo).
- $HH_{Cons,indir}$: es la huella hídrica debida al consumo indirecto (productos y servicios) (volumen/persona/tiempo).

El segundo sumando de esta huella hídrica se contabiliza como el número de productos y servicios consumidos por una persona multiplicándolos por la huella hídrica de cada uno de ellos.

$$HH_{Cons,ind} = \sum_{i=1}^{N} (C[p] \cdot HH^*_{Prod}[p])$$

Donde:

- $C[p]$: es la cantidad consumida de producto p.
- $HH^*_{Prod}[p]$: la huella hídrica de ese producto o servicio.

Generalmente, como un mismo producto puede proceder de diferentes lugares, la huella hídrica de cada lugar x será distinta, por lo que el valor medio de cada producto consumido se calcula como:

$$HH^*_{Prod}[p] = \frac{\sum_x (C[x,p] \cdot HH^*_{Prod}[x,p])}{\sum_x (C[x,p])}$$

Donde:

- $C[x,p]$: es la cantidad de producto p consumida procedente del origen x.
- $HH^*_{prod}[x,p]$: es la huella hídrica del producto p con dicho origen.

En función del grado de detalle del estudio, la traza del origen de los productos será más o menos precisa pero, normalmente, se tiende a emplear valores medios de la zona en la que reside dicho consumidor.

Por último, la huella hídrica de un grupo de N consumidores (HH_{Grupo}) será igual a la suma de las huella hídrica de los i consumidores ($HH_{Cons,i}$) que forman dicho grupo.

$$HH_{Grupo} = \sum_{i=1}^{N} (HH_{Cons,i})$$

Normalmente, como es inviable conocer los hábitos de los consumos individuales, en el cálculo de esta huella hídrica se suele emplear un consumo medio o estándar de una población, que posteriormente se multiplica por el número N de personas de dicho grupo o población (Fundación Mapfre, 2011).

$$HH_{Grupo} = N \cdot \overline{HH}_{cons}$$

Donde:

- $\overline{HH}_{cons}$: es la huella hídrica del consumo medio de un miembro del grupo (volumen/tiempo/persona).
- N: es el número de miembros del grupo (persona).

3.3.5 Huella hídrica de un área geográfica

El cálculo de la huella hídrica dentro de un área geográfica se puede abordar desde dos enfoques, el del productor y el del consumidor:

1- Como productor: la huella hídrica es la cantidad de agua dulce consumida y contaminada por las actividades económicas ubicadas dentro de los límites de un área geográfica. A esta huella hídrica también se le denomina *interna* (BOE, 2008) y en los trabajos previos realizados en España recibe el nombre de *adaptada* por el hecho de adaptar el cálculo estándar a la información disponible (Fundación Mapfre, 2011).

2- Como consumidor: es la cantidad de agua dulce utilizada en la generación de los productos y servicios que son consumidos por los habitantes de un área geográfica. A esta huella hídrica también se le denomina *estándar* ya que para su cálculo se utilizan los estándares de cálculo a nivel mundial (Fundación Mapfre, 2011).

El uso del primer enfoque está recomendado a áreas geográficas donde toda el agua de la misma se gestiona de forma conjunta, como puede ser el caso de las cuencas hidrográficas. Por otra parte, el segundo enfoque equivale al cálculo de la huella hídrica de un grupo de consumidores que tienen en común vivir dentro de la misma área geográfica, como es una nación o una ciudad, y sirve para caracterizar los hábitos de consumo de dicha área.

La huella hídrica como productor es aquella que engloba el agua consumida por los q procesos realizados dentro de dicha área geográfica en un periodo de tiempo determinado.

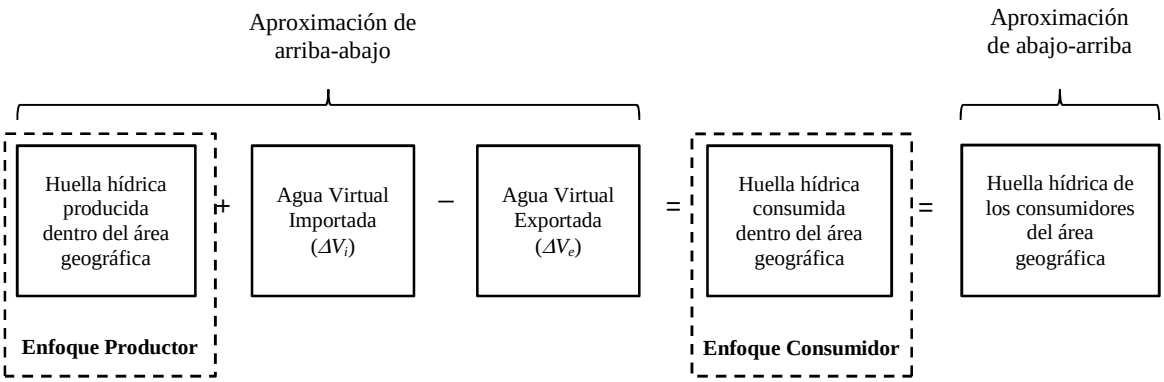
$$HH_{Prod\_area} = \sum_{q} HH_{Proc}[q]$$

Donde:

- HH_{Prod_area}: es la huella hídrica interna del área geográfica (volumen/tiempo).
- $HH_{Prod}[q]$: es la huella hídrica de los q procesos realizados dentro del área geográfica (volumen/tiempo).

La huella hídrica como consumidor se puede calcular con dos aproximaciones diferentes (Figura 33), de arriba-abajo (top-down approach) o de abajo-arriba (bottom-up approach) (Hoekstra et al., 2011).

Figura 33. Posibles enfoques de cálculo de la huella hídrica de un área geográfica.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2011).

El cálculo de arriba-abajo consiste en calcular la huella hídrica como productor (interna) dentro del área de estudio e incorporar los flujos de entrada y salida de agua virtual de dicha área geográfica (Hoekstra y Chapagain, 2007a):

$$HH_{Cons\_area} = HH_{Prod\_area} + \Delta V_i - \Delta V_e$$

Donde:

- HH_{Cons_area}: es la huella hídrica como consumidor del área geográfica (volumen/tiempo).
- HH_{Prod_area}: es la huella hídrica interna del área geográfica (volumen/tiempo).
- ΔV_i: es el agua virtual de los productos importados que son consumidos en el área geográfica (volumen/tiempo).
- ΔV_e: es el agua virtual de los productos exportados desde el área geográfica (volumen/tiempo).

Con este enfoque, dado que se calculan los flujos de agua virtual, se puede determinar si el área geográfica importa o exporta agua.

El cálculo de abajo-arriba consiste en calcular la huella hídrica como consumidor (estándar) dentro del área geográfica de estudio, por lo que una forma de determinarla sería particularizar la expresión del cálculo de un grupo de *N* consumidores que viven en la misma área geográfica:

$$HH_{Grupo} = N \cdot \overline{HH}_{Cons}$$

Donde:

- $\overline{HH}_{Cons}$: es la huella hídrica del consumo medio de un habitante de un área geográfica (volumen/tiempo/habitantes).
- *N*: es el número de habitantes del área geográfica (habitantes).

El enfoque seleccionado, al igual que el tipo de aproximación que se vaya a utilizar, suele estar condicionado por la información disponible y el alcance del estudio que se pretende realizar.

Por otro lado, con el fin de aumentar la utilidad de la contabilidad de la huella hídrica, el enfoque que se emplee para su cálculo debe ser coherente con las competencias del organismo que gestione dicha área geográfica. Por ejemplo, si bien un ayuntamiento puede hacer poco para reducir la huella hídrica de la agricultura, sí que puede fomentar el ahorro de agua de abastecimiento, por lo que el estudio de la huella hídrica se debe centrar en el consumo directo de los habitantes de dicho municipio ($HH_{Cons,dir}$).

Como casos particulares en el cálculo de la huella hídrica de un área geográfica se encuentran, el cálculo de una nación, de un municipio, de una región y de una cuenca hidrográfica.

3.3.5.1 Nación

Para este tipo de área geográfica se suelen utilizar los dos enfoques (consumidor y productor) con el fin de determinar, por un lado, los patrones de consumo de los habitantes (Hoekstra & Chapagain, 2007a) y, por otro, el consumo de agua por parte de los sectores económicos. Finalmente, si se realizan ambos enfoques, es posible calcular el balance de agua virtual y así identificar si el país es exportador o importador de agua (Hoekstra & Hung, 2005), y analizar la idoneidad de los procesos productivos que se están realizando dentro del mismo (Hoekstra & Chapagain, 2007b).

3.3.5.2 Municipios, provincia y regiones

Los principales objetivos de los estudios a este nivel geográfico suelen ser informar sobre los hábitos de consumo de los habitantes de una población o región (Zhao et al., 2011), ya que este tipo de áreas no tienen competencias en políticas relacionadas con la huella hídrica, como es el comercio internacional, las políticas agrarias o la gestión de cuencas, y el enfoque consumidor suele ser el más habitual.

3.3.5.3 Cuenca hidrográfica

Este tipo de área geográfica es un caso especial ya que una cuenca hidrográfica es la una unidad de territorio donde se produce el ciclo hidrológico terrestre y se genera el agua dulce. Sus límites establecen exclusivamente con criterios físicos por lo que, generalmente, sobre una misma cuenca hidrográfica se suelen encontrar otras tipologías de áreas geográficas (países, regiones y municipios), la mayoría de ellas de forma parcial. Otra característica en cuencas hidrográficas de cierta entidad es que suele existir un organismo que planifica y gestiona los recursos hídricos de las mismas de forma conjunta. Pero a pesar de la gestión conjunta, la mezcla de áreas geográficas suele dificultar el cálculo de la huella hídrica, ya que no se suele disponer de información homogénea para toda la cuenca, por ejemplo de estadísticas de producción y de consumo (Aldaya & Llamas, 2008; de Miguel, 2013).

Si bien a la hora de plantear el cálculo de la huella hídrica en una cuenca hidrográfica es posible plantear ambos enfoques, el del productor es el más recomendado por dos razones (Hoekstra et al., 2011): muestra realmente la presión que se está haciendo sobre los recursos hídricos de la cuenca y las medidas que el organismo gestor realice sobre la misma modificarán exclusivamente el valor de la huella hídrica interna (producción o adaptada).

3.3.6 Huella hídrica de la energía eléctrica

El sector energético es clave en cualquier territorio y suele requerir de grandes cantidades de recursos hídricos para su funcionamiento. Por estos motivos, se recomienda conocer de forma detallada la dependencia que este sector tiene sobre el recurso agua, sobre todo en zonas de escasez en las que la falta de agua puede llegar a limitar la producción de energía eléctrica (Hardy & Garrido, 2010).

El estudio Gerbens-Leenes & Hoekstra (2012) pone de manifiesto la importancia que tiene el agua en la obtención de energía eléctrica, sobre todo en la hidroeléctrica (22 m^3/GJ) por la evaporación de agua en los embalses, y en la obtenida de la biomasa (hasta 250 m^3/GJ) por la elevada huella hídrica de las materias primas consumidas (Tabla 9).

Tabla 9. Huella hídrica de la energía eléctrica.

Origen de la energía		**Huella hídrica media global (m^3/ GJ)**
No-renovable	Gas Natural	0,11
	Carbón	0,16
	Crudo	1,06
	Uranio	0,09
Renovable	Eólica	0,00
	Termo-solar	0,27
	Hidroeléctrica	22,00
	Biomasa	70 (rango: 10-250)

Fuente: elaboración propia a partir de datos de Gerbens-Leenes & Hoekstra (2012).

En los diferentes orígenes de la energía, el mayor consumo de agua se debe a la evaporación producida en el proceso de refrigeración, por lo que el color de la huella hídrica es esencialmente azul. Sin embargo, en la energía obtenida de la biomasa la materia prima consumida procede de cultivos y la huella hídrica es principalmente verde.

3.4 Sostenibilidad de la huella hídrica

La huella hídrica mide de forma absoluta el consumo o apropiación que el ser humano hace sobre el agua dulce y, si existe información detallada, indica el origen del agua utilizada y cómo y en qué actividades se ha empleado. Sin embargo, para poder utilizar este valor como indicador

de la sostenibilidad de la gestión del agua es necesario un análisis complementario. El mismo se enmarca en la tercera fase del proceso de evaluación de la huella hídrica (Figura 29) y se estructura sobre sus elementos básicos, los procesos, ya que a partir de éstos se construye el resto de huellas hídricas. Así, si los procesos que componen un producto son sostenibles, se puede afirmar que este producto también lo es.

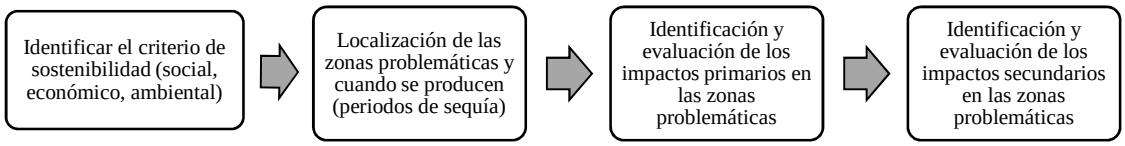
Para que un proceso sea sostenible se tienen que cumplir dos criterios: que sea sostenible en sí mismo y que éste se realice dentro de una cuenca hidrográfica que haga una gestión sostenible de los recursos hídricos.

El primer criterio hace referencia a si es posible o no realizar un proceso con una menor huella hídrica. Para ello, se compara el consumo de agua que hace éste con el de otros equivalentes realizados por otras empresas en la misma cuenca hidrográfica. Si el proceso estudiado es el que utiliza menor cantidad de agua se considera sostenible en sí mismo, en el caso contrario, como existe la posibilidad de reducir su huella hídrica, el proceso se considera insostenible.

El segundo criterio considera que una cuenca hidrográfica hace un uso sostenible de los recursos hídricos si la gestión de los mismos no genera problemas medioambientales, sociales y económicos. Se puede dar el caso de que un proceso sea sostenible en sí mismo y esté localizado en una cuenca insostenible, por lo que el proceso también lo sería al contribuir a la insostenibilidad de dicha cuenca (Hokestra et al., 2011).

Para establecer si la huella hídrica de una cuenca hidrográfica es sostenible se pueden aplicar las directrices recomendadas por Hokestra et al. (2011) aunque nunca han sido aplicadas en su totalidad, ya que sólo se conocen algunas aproximaciones parciales (Zeng et al., 2012). Estas directrices para llevar a cabo el análisis de sostenibilidad completo de una cuenca hidrográfica se componen de cuatro pasos: identificar los problemas, localizarlos, e identificar y evaluar los impactos primarios y secundarios generados por estos (Figura 34).

Figura 34. Análisis completo de la sostenibilidad de la huella hídrica de una cuenca hidrográfica.



Fuente: elaboración propia en base a Hoekstra et al. (2011).

El primer paso consiste en establecer los criterios de la sostenibilidad de la huella hídrica ambiental, social y económica de una cuenca. En este punto es donde se establecen las necesidades hídricas de los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados con los recursos hídricos, así como los indicadores o índices socioeconómicos que sirvan de referentes para

evaluar el uso del agua en el área geográfica (tasa de paro, existencia de conflictos sociales, renta media, etc.). El segundo paso consiste en identificar, a partir de los resultados anteriores las zonas (subcuencas) y los periodos de tiempo (estacionales o sequías) en los que se producen los problemas de sostenibilidad. El tercer paso, es la identificación y evaluación de los impactos primarios derivados del no cumplimiento de los criterios de sostenibilidad, como pueden ser el no respetar los caudales ecológicos establecidos, la sobreexplotación de acuíferos, la pérdida de cosechas, etc. Por último, quedaría la identificación y evaluación de los impactos secundarios derivados de los mismos, como es la pérdida de biodiversidad, pérdida de puestos de trabajo, migraciones, etc.

Una vez analizada la sostenibilidad (social, económico y ambiental) de la huella hídrica en una cuenca hidrográfica se pasaría a la última fase de la evaluación, la propuesta de alternativas para reducir los impactos de la misma y alcanzar la sostenibilidad (Figura 29).

3.4.1 Sostenibilidad ambiental

Las huellas hídricas que generan los procesos productivos dentro de una cuenca hidrográfica pueden ser de color verde, azul o gris. Para cada una de estas huellas hídricas existe una metodología distinta a la hora analizar la sostenibilidad ambiental de la cuenca pero que comparten la misma filosofía: determinar las huellas hídricas que generan todos los procesos en un área geográfica y compararlas con las cantidades máximas que soporta la misma.

3.4.1.1 Huella hídrica verde

El análisis de la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica verde de una cuenca *x*, en un intervalo de tiempo *t*, se calcula con el indicador de escasez de agua verde, $EA_{Verde}[x,t]$.

$$EA_{Verde}[x,t] = \frac{HH_{Verde}[x,t]}{DA_{Verde}[x,t]}$$

Donde:

- $HH_{Verde}\ [x,t]$: es la huella hídrica verde de una cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.
- $DA_{Verde}\ [x,t]$: es el disponibilidad de agua verde de una cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.

El valor de la $HH_{Verde}\ [x,t]$ se calcula con las metodologías expuestas anteriormente y el valor del $DA_{Verde}\ [x,t]$ se calcula a partir de la siguiente expresión:

$$DA_{Verde}[x,t] = ET_{Total}[x,t] - ET_{Natural}[x,t] - ET_{Improductivos}[x,t]$$

Donde:

- $ET_{Total}\ [x,t]$: es la evapotranspiración de una cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.

- $ET_{Natural}\ [x,t]$: es la evapotranspiración en espacios protegidos o de interés de una cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.
- $ET_{Improductivos}\ [x,t]$: es la evapotranspiración en zonas de la cuenca *x* donde, aun no estando protegidas, no es posible el cultivo durante el intervalo de tiempo *t*, como pueden ser zonas montañosas con alta pendiente o zonas con suelos inadecuados para la agricultura.

Al expresar este indicador en forma de ratio proporciona el grado de aprovechamiento o utilización del agua verde de una cuenca. Si el valor de la EA_{Verde} es superior a 1, no es sostenible el uso del agua verde que se está realizando en la cuenca, ya que no se satisfacen las necesidades de los espacios naturales. Por el contrario, si la EA_{Verde} es inferior a 1, la disponibilidad de agua verde es suficiente para satisfacer las demandas de las cosechas sin perjuicio los espacios naturales protegidos.

Una de las dificultades en el cálculo del valor de EA_{Verde} estriba en la incertidumbre a la hora de definir las zonas en las que se encuentran los espacios naturales y las zonas improductivas, ya que hasta el momento nadie ha realizado este cálculo. Para los espacios naturales sólo existen algunas indicaciones de los porcentajes de superficie que se deben reservar para la biodiversidad. Los autores Noss & Cooperrider (1994) aconsejan que en su conjunto la superficie de espacios naturales debe ser entre un 25-75% del total, mientras que Svancara et al. (2005) propone que la superficie debe encontrarse entre un 30-50%. Por otro lado, Hoekstra et al. (2011) indica que esta superficie depende del caso de estudio pero que debe ser al menos un 12% y que, en caso de no conocer dicho valor se utilice un 30% por defecto. A esto se le debe sumar que no existe ninguna referencia sobre como determinar la superficie de improductivos.

3.4.1.2 Huella hídrica azul

Para determinar si la huella hídrica azul generada en una cuenca *x* para un intervalo de tiempo *t* es sostenible, se recurre al indicador denominado escasez de agua azul, $EA_{Azul}[x,t]$.

$$EA_{Azul}[x,t] = \frac{HH_{Azul}[x,t]}{DA_{Azul}[x,t]}$$

Donde:

- $HH_{Azul}\ [x,t]$: es la huella hídrica azul de una cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.
- $DA_{Azul}\ [x,t]$: es el disponibilidad de agua azul de una cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.

El valor del $DA_{Azul}[x,t]$ se calcula con la siguiente expresión:

$$DA_{Azul}[x,t] = RH_{Cuenca}[x,t] - R_{Ambientales}[x,t]$$

Donde:

- $RH_{Cuenca}[x,t]$: es el volumen de recursos hídricos de la cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.
- $R_{Ambientales}[x,t]$: son los requerimientos ambientales calculados como la suma de los caudales ecológicos y de las demandas ambientales de una cuenca *x* para el intervalo de tiempo *t*.

El significado de este indicador es similar al de la escasez de agua verde. Si el valor de EA_{Azul} es superior a 1, se está utilizando más agua azul de la disponible, lo que implica que se está haciendo uso de recursos subterráneos no renovables, que no se está cumpliendo el régimen de caudales ecológicos o que no se están respetando las demandas ambientales. Por otro lado, si el valor de EA_{Azul} es menor que 1, se está haciendo un uso sostenible del agua azul, ya que con los recursos superficiales se satisfacen todas las demandas y se cumplen con los objetivos medioambientales.

3.4.1.3 Huella hídrica gris

En el análisis de la sostenibilidad de la huella hídrica gris para una cuenca *x*, en un intervalo de tiempo *t*, se recurre al indicador denominado nivel de contaminación del agua, *NCA[x,t]*.

$$NCA[x,t] = \frac{HH_{Gris}[x,t]}{E_{Cuenca}[x,t]}$$

Donde:

- $HH_{Gris}[x,t]$: es la huella hídrica gris de la cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.
- $E_{Cuenca}[x,t]$: es la escorrentía real que circula por la cuenca *x* en el intervalo de tiempo *t*.

Este indicador representa la fracción de la capacidad de asimilación de contaminación ya consumida, por lo que si *NCA* es superior a 1 se está superando la capacidad de asimilación de contaminantes de la propia cuenca y la huella hídrica gris de la cuenca no es sostenible.

Este análisis se debe realizar con el mayor grado de detalle espacial que sea posible con el fin de conocer cuáles son las subcuencas con mayores problemas de contaminación de sus aguas.

Teniendo en cuenta que la capacidad de asimilación natural de contaminantes en un tramo fluvial depende del caudal circulante, para un mismo vertido, a mayor escorrentía superficial menor será el valor de *NCA* obtenido. Por lo tanto, la sostenibilidad de la huella hídrica gris depende tanto del vertido como de los caudales que circulen por los cauces fluviales que reciben la contaminación.

3.4.2 Sostenibilidad social

La huella hídrica de una cuenca es socialmente insostenible cuando ésta provoca problemas relacionados con las necesidades básicas de la población de la cuenca. De estos problemas el más importante es el no acceso a agua en condiciones de calidad y cantidad suficientes para que se puedan satisfacer las necesidades básicas (beber, cocinar y lavar). De hecho, las Naciones Unidas (2010) reconocen explícitamente el derecho humano al agua y al saneamiento, reafirmando que son esenciales para la realización de todos los derechos humanos, ya que si no se dispone de una cantidad mínima de agua para la producción de alimentos, no es posible cumplir el derecho humano de acceso a comida de calidad. Por este motivo, se toma el criterio del acceso al agua para el análisis de la sostenibilidad social, ya que en zonas en las que las personas tienen acceso a agua para satisfacer sus necesidades básicas y para la agricultura, no suelen existir problemas de escasez de alimentos.

Otro problema esencialmente social es el desempleo. Aunque el agua en sí misma no proporciona puestos de trabajo, su uso puede influir de forma positiva o negativa sobre el mercado laboral de un país. Por ejemplo, la contaminación, la construcción de presas o la reducción de caudal en los cauces pueden suponer un beneficio económico para ciertas empresas, mientras que al mismo tiempo pueden suponer una afección negativa al sector pesquero de una cuenca hidrográfica. Ante estas situaciones es necesario planificar los usos del agua desde un punto de vista también social.

Si bien el carácter social del agua es indiscutible (Perni et al., 2012), así como los problemas o impactos que su utilización puede plantear sobre la sociedad, no existen indicadores o criterios sencillos que sean capaces de cuantificar dichos impactos. La principal razón es que estos impactos sociales no sólo dependen de la cantidad y calidad del agua, sino que también dependen de otros factores políticos y culturales. A pesar de la complejidad de establecer si existe un problema social derivado de la gestión del agua, se pueden presentar algunos casos que son sencillos de identificar, como es el caso de los conflictos sociales, que suelen estar relacionados con graves problemas ambientales (Lipschutz, 1997).

3.4.3 Sostenibilidad económica

Desde este punto de vista, se considera que la huella hídrica que se ha generado en una cuenca hidrográfica es sostenible si se realiza un uso económicamente eficiente del agua. Es decir, el beneficio económico obtenido por el uso del agua en las diferentes actividades de la cuenca compensa todos los costes que la huella hídrica genera, incorporando en estos costes tanto el coste de oportunidad como las externalidades. Por norma general, se establece que se está realizando un uso eficiente del agua cuando el precio de ésta es menor que su productividad, siendo la capacidad de pago del usuario un buen indicador económico del uso eficiente del agua.

CAPÍTULO 4. Huella hídrica de una demarcación hidrográfica

Una demarcación hidrográfica es la unidad territorial compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas en las que la gestión de las aguas superficiales, subterráneas, de transición y costeras asociadas a dichas cuencas (BOE, 2001a) se hace de forma conjunta, aplicando las normas contenidas en la Directiva Marco del Agua (CE, 2000). Considerando esta definición, una demarcación hidrográfica puede estar compuesta por una única cuenca hidrográfica de cierta entidad, como es el caso del río Ebro en España, por un conglomerado de varias cuencas hidrográficas de menor entidad, como es la de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, e incluso puede ser una parte de una cuenca hidrográfica que es compartida entre dos o más países, como es la parte española de la del Tajo (BOE, 2007a). Todas tienen en común que están compuestas al menos por una parte de una cuenca hidrográfica, y por ello la evaluación de la huella hídrica de una demarcación hidrográfica o de una cuenca será similar.

Tal y como se ha presentado en el capítulo 3, para las cuencas hidrográficas se pueden calcular la huella hídrica desde dos enfoques: productor (interna) y consumidor (estándar). La interna es un indicador del uso directo del agua en la producción dentro de una demarcación hidrográfica, que permite medir el grado de presión sobre los recursos hídricos de la misma. La estándar es la que mide el consumo por parte de los habitantes de la demarcación hidrográfica, siendo su aportación limitada a la hora de medir la evolución de la presión sobre el medio físico hídrico (CHT, 2013). Además de estas dos, también existe la huella hídrica extendida (Garrido et al., 2010), que es una combinación entre la huella hídrica de la producción y el rendimiento económico de la misma.

La metodología propuesta seguidamente en este trabajo sirve para el cálculo de la huella hídrica interna de una demarcación hidrográfica. Dado que esta propuesta permite también determinar la huella hídrica gris y agregarla para la obtención de la huella hídrica de la demarcación, se va a denominar huella hídrica total (HHT), ampliando los esquemas previos que no recogen este color en sus cálculos. Asimismo, esta contabilidad va a permitir, a partir de las directrices de Hoekstra et al, (2011), el uso de la huella hídrica total en el análisis de sostenibilidad ambiental de la gestión del agua dentro de una demarcación.

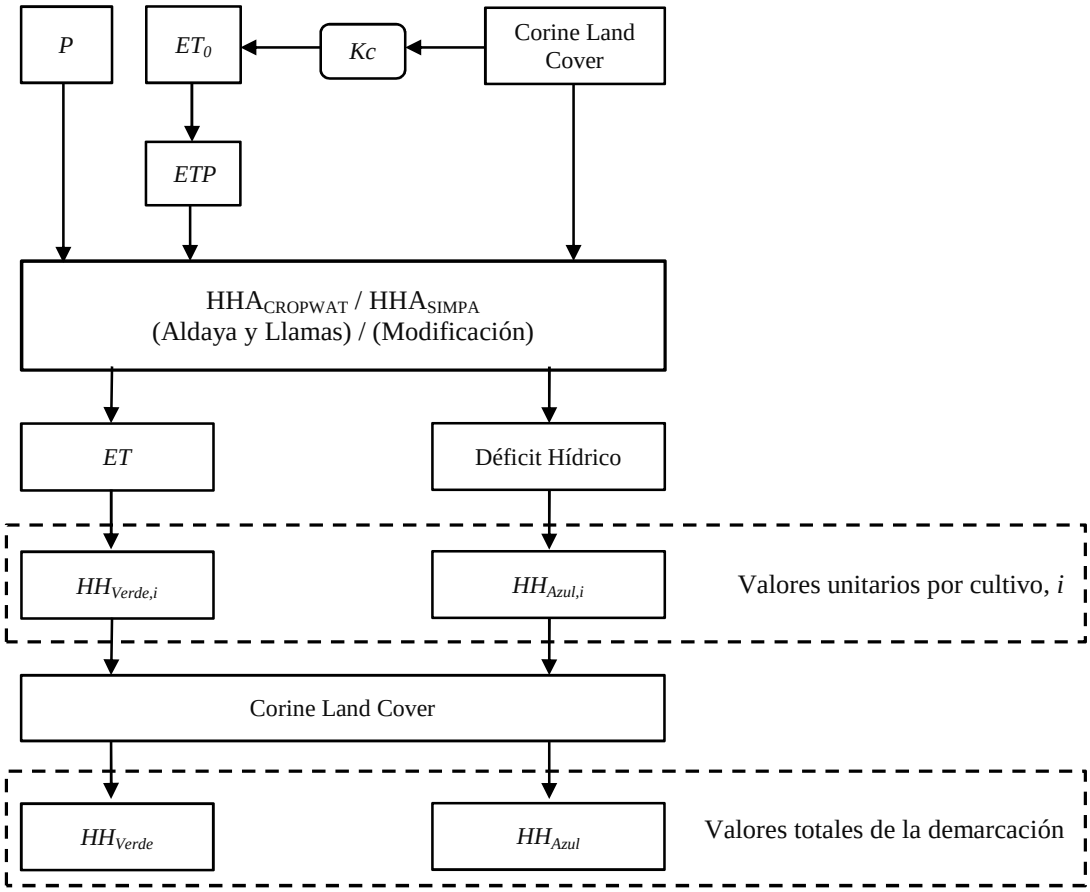
La estructura que sigue este capítulo se organiza en cuatro partes: en primer lugar se presenta una metodología comparada para calcular la huella hídrica de la agricultura. En segundo lugar se expone la metodología general del cálculo de la HHT de una demarcación, núcleo central de este trabajo. En la tercera parte se detallan los principios de la contabilidad de la huella hídrica total. Por último, se desarrolla la formulación del análisis de la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica derivada de la contabilidad de la HHT.

4.1 Huella hídrica de la agricultura.

Como ya se presentó en el capítulo 3, el antecedente directo más desarrollado en la contabilidad de la huella hídrica en una demarcación hidrográfica es el trabajo de Aldaya y Llamas que pusieron en práctica en la Demarcación Hidrográfica del Guadiana (Aldaya & Llamas, 2008). Antes de desarrollar la nueva metodología propuesta en esta tesis se va a realizar un estudio similar en la demarcación objeto de estudio, con el fin de estudiar la validez de la propuesta metodológica de estos autores, a la que se va a denominar HHA_C (Huella hídrica de la agricultura CROPWAT).

Este trabajo pionero en España sólo tiene en cuenta como actividad económica la agricultura, ya que es la que más recursos hídricos consume en dicha demarcación, en torno al 95%. No considera la huella hídrica gris por falta de datos, y las huellas hídricas verde y azul se obtienen con el programa CROPWAT, que es un modelo de balance de humedad del suelo que determina las necesidades hídricas de los cultivos a partir de datos climáticos mensuales (Allen et al., 1998; FAO, 2003). Los resultados del modelo CROPWAT empleados son el requerimiento hídrico de los cultivos (evapotranspiración real *ET*) que se satisface con la humedad del suelo procedente de agua de lluvia (*P*), que corresponde con la huella hídrica verde (HH_{Verde}), y el déficit hídrico, que es la huella hídrica azul (HH_{Azul}) al asumir que todo el déficit siempre es compensado mediante irrigación. El valor de la evapotranspiración potencial (*ETP*) introducida en CROPWAT está condicionada por los cultivos existentes en la DHG a través del coeficiente de cultivo (*Kc*) que modifica la evapotranspiración de referencia (ET_0). El tipo de cultivo y su superficie se incorporan al estudio gracias a la clasificación Corine Land Cover (CLC) del año 2000, que también se utiliza para agregar el valor final de la huella hídrica verde y azul (HH_{Verde_Total} y HH_{Azul_Total}) (Figura 35). Este cálculo se realiza para tres años hidrológicos diferentes: húmedo (1997), seco (2005) y medio (2001), con el fin de analizar la influencia de la climatología sobre el valor de la huella hídrica. Posteriormente, una vez determinado el volumen de la huella hídrica de cada tipo de cultivo y para cada año, se presentan resultados en los que se detalla el valor de este indicador por provincias, zonas geográficas, producción, años, etc.

Figura 35. Esquema metodológico para el cálculo de la HHA_C y de la HHA_S



Fuente: elaboración propia.

En la presente investigación se ha realizado un esquema de cálculo de la huella hídrica de la agricultura (HHA_S) equivalente (Figura 35), pero en el que el balance de humedad del suelo utilizado es el del modelo hidrológico SIMPA (Estrela & Quintas, 1996). Las razones para utilizar los resultados de SIMPA en lugar de los del modelo CROPWAT han sido las siguientes: (i) es un modelo diseñado para determinar los recursos hídricos en las demarcaciones hidrográficas españolas, (ii) los datos de entrada al modelo son similares a los del modelo CROPWAT: precipitación (*P*) y evapotranspiración potencial (*ETP*) a escala mensual, (iii) el valor de la evapotranspiración potencial de referencia (ET_0) también ha sido modificada por el tipo de cultivo existente utilizando el mismo parámetro de reducción (*Kc*), que además, (iv) ha sido asignado a cada superficie de cultivo utilizando la clasificación CLC del año 2000 al igual que realizaban Aldaya y Llamas. Una vez aplicado el modelo hidrológico, la evapotranspiración real (*ET*) resultante corresponderá con la HH_{Verde} y, el déficit hídrico del cultivo, obtenido como la diferencia entre la evapotranspiración real (*ETP*) y la evapotranspiración real (*ET*), será la HH_{Azul} que genera dicho cultivo.

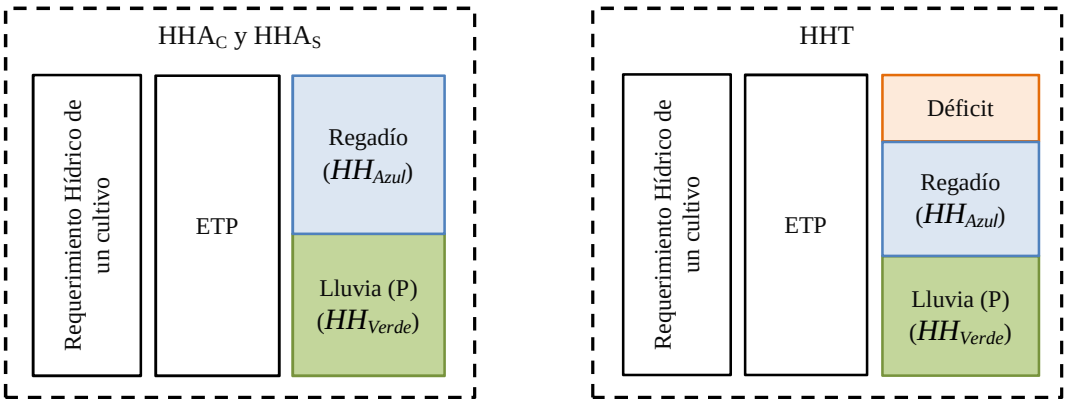
El uso del modelo SIMPA en el cálculo de la HHA_S se va a realizar para toda la serie simulada (1940-2010) con dicho modelo, lo que proporciona el valor de la HHA_S para 70 años

consecutivos en lugar de para 3. De esta forma se mejorará la metodología anterior al obtener unas series de huella hídrica verde y azul que permiten conocer la distribución y estadísticos básicos de la HH_{Azul}, de la HH_{Verde}, así como del valor agregado para toda la agricultura HHA_S, reduciendo la incertidumbre derivada de realizar un cálculo puntual para un año concreto.

4.2 Huella hídrica total de una demarcación

A pesar de la mejora que se ha incluido en la HHA_S, ésta sigue asumiendo algunas simplificaciones, entre las que destaca presuponer que siempre hay recursos hídricos suficientes para satisfacer las necesidades de riego de los cultivos. Esta hipótesis no se cumple en demarcaciones con recursos escasos en las que a veces no es posible satisfacer todas las demandas de riego y se impone la necesidad de repartir este déficit entre las mismas (Figura 36). Otra simplificación que realiza es que sólo tiene en cuenta el regadío como actividad que consume agua, despreciando otros usos como el abastecimiento o el industrial. Asimismo, la HHA_S no contempla la posibilidad de regular los recursos hídricos ni la reutilización de los retornos, prácticas más que habituales en demarcaciones hidrográficas con grandes extensiones de regadío.

Figura 36. Huella hídrica para un cultivo con y sin limitación de agua.



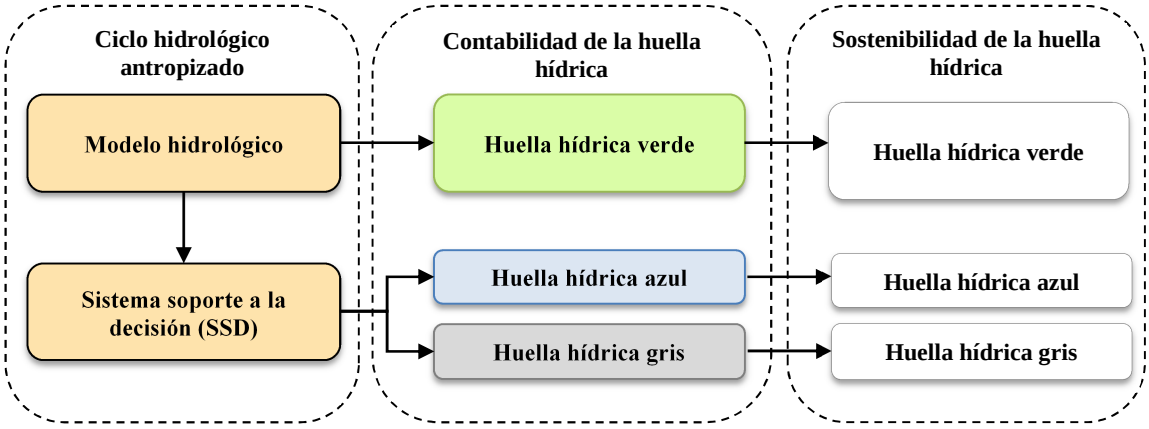
Fuente: elaboración propia.

Para poder incluir estos aspectos en la contabilidad de la huella hídrica, en este trabajo se propone realizar la contabilidad de la huella hídrica tomando como base la simulación del ciclo hidrológico antropizado (CHA) en vez del natural, también durante una serie de años. Este ciclo, además de contemplar la posibilidad de realizar restricciones en caso de escasez de recursos, incluye todas las alteraciones que el ser humano provoca sobre el ciclo hidrológico natural para satisfacer las actividades económicas ubicadas sobre la cuenca, posibilitando el cálculo de la huella hídrica total (HHT) de la demarcación.

Una vez simulado el CHA se conocen todos los flujos de agua de la cuenca y, a partir de dicha información, se estructura la contabilidad de la HHT de una demarcación hidrográfica. Al igual

que en la metodología anterior, la huella hídrica verde se calcula a partir de la evapotranspiración real que proporciona el modelo hidrológico, mientras que la huella hídrica azul será el suministro que el sistema soporte a la decisión (SSD) asigna a todas las demandas, donde se incluyen, además del regadío, las demandas de abastecimiento, industriales, energéticas, etc. (Figura 37). Al hilo de esto conviene destacar que con la HHT, la huella hídrica azul del regadío será igual o menor que la obtenida con la HHA, ya que se contempla la posibilidad real de restricción de agua en el caso de escasez de recursos.

Figura 37. Esquema metodológico general de la HHT.



Fuente: elaboración propia.

Otro aspecto de la metodología propuesta es que en el CHA se puede diferenciar el origen de los recursos consumidos y dividirlos entre superficiales, subterráneos renovables y subterráneos no renovables, lo que permite conocer la huella hídrica azul clara, azul oscura y negra. También es posible conocer el volumen de agua que se ha consumido de otras fuentes alternativas de agua azul, como son los trasvases, la desalación y los retornos. Además, la posibilidad de conocer los retornos permite incluir la huella hídrica gris en la contabilidad de la HHT, que es una parte que hasta día de hoy no ha sido calculada. Para tal fin, además del volumen que retorna de las demandas, se tienen que conocer las concentraciones de los principales contaminantes contenidos en los caudales de retorno, la calidad del agua de las masas de agua receptoras y los umbrales de concentración establecidos en la normativa vigente correspondiente.

Por lo tanto, la metodología HHT propuesta para la contabilidad de la huella hídrica en una demarcación hidrográfica va a permitir:

1- Realizar dicha contabilidad de forma continua durante un periodo de tiempo.
2- Incluir, además de la agricultura, el resto de actividades económicas.
3- Contemplar la posibilidad de un escenario con escasez de recursos.
4- Conocer el origen del agua de la huella hídrica azul.
5- Introducir la capacidad de regulación de la cuenca.

6- Calcular la huella hídrica gris.

Asimismo, la estructura que se utiliza en la HHT permite el desarrollo del análisis de sostenibilidad ambiental con este indicador (Figura 37), tarea que nunca se ha llevado a cabo. Dicho análisis, siguiendo las directrices expuesta en el capítulo 3 (Hoekstra et al., 2011) se va a realizar para cada tipo de huella hídrica: verde, azul y gris. Para ello, el CHA proporciona los volúmenes de agua verde y azul disponible así como la capacidad de asimilación de contaminantes por parte de las masas de agua, que se compararán con su respectiva huella hídrica: la verde con la disponibilidad de agua verde, la azul con la disponibilidad de agua azul y, la gris con la capacidad de asimilación de contaminantes.

4.3 Contabilidad de la huella hídrica total

Una vez descrita la metodología general que se sigue en el cálculo de la HHT, se pasa a describir la contabilidad de las huellas hídricas particularizando para los dos modelos seleccionados con los que se simula el ciclo hidrológico antropizado: SIMPA y OPTIGES, presentados en los capítulos 2 y 3 de esta memoria.

La contabilidad de la HHT se estructura sobre los siguientes resultados del CHA: recursos hídricos naturales, evapotranspiración real, caudales que circulan por las conducciones artificiales y por tramos fluviales, suministro a las demandas, retornos de las mismas, extracciones de acuíferos, volúmenes desalados, volúmenes almacenados en los embalses y evaporación de agua en los mismos.

Una gran parte de la contabilidad de la HHT se determina ordenando y agregando directamente los resultados del CHA. Otras partes de la huella hídrica azul y la huella hídrica gris, al ser la primera vez que se tienen en cuenta en una demarcación, precisan de más información en su cálculo y un post-proceso laborioso.

4.3.1 Huella hídrica verde

La huella hídrica verde es el agua de lluvia que es evapotranspirada por la vegetación productiva, por lo que sólo se tiene en cuenta el agua consumida por los cultivos o plantaciones agrícolas y no todo el consumo realizado por la vegetación de una zona geográfica. El resto de precipitación sirve para mantener los espacios naturales o se pierde en zonas no productivas, por lo que no se considera como huella hídrica verde.

El modelo hidrológico SIMPA proporciona el valor de la evapotranspiración en forma de series mensuales de mapas ráster de toda la demarcación hidrográfica considerando los usos del suelo. Para identificar que parte de la evapotranspiración es productiva y cual no, estos mapas se intersectan con un mapa vectorial de cultivos definido a partir de la clasificación de usos del

suelo utilizada previamente en el modelo hidrológico. Con ello, se obtiene para cada polígono agrícola, *i*, una serie temporal a escala mensual, *t*, de la huella hídrica verde generada dentro del mismo, $HH_{Verde}[i,t]$.

$$HH_{Verde}[i,t] = [\text{Mapa\_ET}(t) \cap \text{Mapa\_cultivos}(i)]$$

Con los datos de esta matriz se pueden realizar distintas agregaciones con el fin de organizar la información obtenida, ya que si el número de polígono utilizados es elevado, la información puede llegar a ser cuantiosa. Una de las agregaciones más habituales es por grupos de cultivo, diferenciando entre los que se encuentran en regadío de los de secano (Aldaya & Llamas, 2008).

Otra forma de organizar los resultados es por zonas geográficas, agregando las huella hídrica verdes generadas por las *m* superficies de cultivo *i* dentro de esa misma área geográfica *x* ($HH_{Verde}[x,t]$).

$$HH_{Verde}[x,t] = \sum_{i=1}^{m} HH_{Verde}[i,t]$$

La serie de huella hídrica mensuales obtenidas para un área *x* ($HH_{Verde}[x,t]$) se puede sintetizar en un único valor que resume el uso del agua verde. Para ello, se realiza el promedio de los valores de esta serie de longitud *N*.

$$HH_{Verde}[x] = \sum_{t=1}^{N} \frac{HH_{Verde}[x,t]}{N}$$

Del mismo, la suma de la huella hídrica verde de las *M* áreas geográficas en las que se haya dividido la demarcación hidrográfica será el valor total de huella hídrica verde de la misma.

$$HH_{Verde} = \sum_{x=1}^{M} HH_{Verde}[x]$$

4.3.2 Huella hídrica azul

La huella hídrica azul generada dentro de una demarcación es el agua que procede de los recursos hídricos naturales (superficiales y subterráneos) que ha sido consumida por cualquier actividad productiva, como son el suministro a la industria, el abastecimiento, la ganadería y el regadío, o que se pierde por alteraciones antrópicas, como es la evaporación en embalses artificiales. Ahora bien, también existen otras acciones del ciclo hidrológico antropizado que influyen en el volumen de agua azul disponible en la demarcación, por lo que modifican el valor final de la huella hídrica azul de la misma. Entre ellas, las más importantes son la reutilización, los trasvases y el agua desalada.

En resumen, las acciones más importantes relacionadas con la huella hídrica azul de una demarcación son:

1. Suministros: abastecimiento, industria, ganadería, campos de golf, etc.
2. Evaporación en los embalses.
3. Trasvases.
4. Agua desalada.
5. Reutilización.

El valor de la huella hídrica azul que genera cada una de las actividades anteriores se basa en los resultados que proporciona el modelo OPTIGES y se van a agregar entre sí a escala mensual con el fin de calcular la huella hídrica azul total de la demarcación mes a mes.

4.3.2.1 Suministros

Las series de volúmenes de agua que el modelo OPTIGES suministra ($Vop_{Sum}[i,t]$) a cada demanda *i* en el mes *t*, independientemente de su uso, es directamente la huella hídrica azul del suministro *i* en el mes *t* ($HH_{Azul\text{-}Sum}[i,t]$):

$$HH_{Azul-Sum}[i,t] = Vop_{Sum}[i,t]$$

Una vez calculadas se pueden realizar diferentes agregaciones, como puede ser la huella hídrica azul de una actividad económica, o la que genera todo el suministro de una demarcación en un mes. Esta última es la que se va a emplear en el cálculo de la huella hídrica azul ($HH_{Azul}[t]$) de una demarcación hidrográfica, y se determina agregando los suministros de las *nd* demandas contempladas en el SSD para un mismo mes *t*, quedando la siguiente expresión:

$$HH_{Azul-Sum}[t] = \sum_{i=1}^{nd} HH_{Azul-Sum}[i,t]$$

4.3.2.2 Evaporación en embalses

La evaporación en los embalses artificiales es una pérdida de agua debida a la regulación de los recursos hídricos superficiales de una cuenca hidrográfica y puede llegar a ser considerable. El modelo OPTIGES calcula y proporciona para cada embalse *k* simulado en la red de flujo, el valor de la evaporación ($Vop_{Eva}[k,t]$) que se ha producido en cada uno de ellos en cada mes *t*. De modo que, esta pérdida de agua dulce debida a la evaporación en los embalses también forma parte de la huella hídrica azul ($HH_{Azul\text{-}Eva}[k,t]$) de la demarcación.

$$HH_{Azul-Eva}[k,t] = Vop_{Eva}[k,t]$$

Posteriormente, las evaporaciones mensuales de los *ne* embalses se agregan en un único valor con el objetivo de poder incluirla en el balance de la $HH_{Azul}[t]$ de la demarcación hidrográfica.

$$HH_{Azul-Eva}[t] = \sum_{k=1}^{ne} HH_{Azul-Eva}[k,t]$$

El valor de este tipo de huella hídrica azul que se genera en cada embalse se debe asignar a la actividad económica que se beneficia de su explotación (abastecimiento, hidroeléctrica, agricultura, etc.).

4.3.2.3 Trasvases

En el caso de que exista un trasvase en la demarcación de estudio, éste tiene dos tratamientos distintos en función de si la demarcación estudiada es cedente o receptora del trasvase. Si es receptora se produce un aumento de agua azul disponible que se utiliza en actividades productivas dentro de la propia demarcación, lo que conlleva una reducción de las extracciones de recursos propios, por lo que dicho trasvase supondrá un descenso en la huella hídrica azul.

$$HH_{Azul-Tras} = -V_{Tras}$$

Por otro lado, cuando la demarcación es la cedente del trasvase, éste representa un descenso de los recursos hídricos disponibles dentro de la misma aunque estos no se hayan consumido dentro de la propia demarcación, lo que se traduce en un aumento de su huella hídrica azul.

$$HH_{Azul-Tras} = V_{Tras}$$

Para ambas opciones, el valor de la huella hídrica de un trasvase *x* lo proporciona la serie de caudales mensuales *t* que lo representa dentro del modelo OPTIGES ($Qop_{Tras}[x,t]$). Si la cuenca es receptora, el trasvase se contabilizará como una huella hídrica negativa y, si es cedente, generará una huella hídrica positiva.

- Cuenca receptora: $HH_{Azul-Tras}[x,t] = -Qop_{Tras}[x,t]$
- Cuenca cedente: $HH_{Azul-Tras}[x,t] = Qop_{Tras}[x,t]$

Con el fin de determinar la $HH_{Azul}[t]$ azul en el conjunto de la demarcación hidrográfica para un mes *t*, se agregan los *nt* trasvases existentes, cada uno con su signo correspondiente.

$$HH_{Azul-Tras}[t] = \sum_{x=1}^{nt} HH_{Azul-Tras}[x,t]$$

4.3.2.4 Desalación

La desalación es un proceso industrial que consigue aumentar los recursos hídricos de la demarcación a partir de agua de mar (o salobres). En este sentido, el agua desalada supondrá un recurso de agua dulce que se utiliza dentro de la demarcación pero que no consume recursos

hídricos de la misma, por lo que tiene el mismo efecto que recibir un trasvase de otra demarcación, es decir, reduce la huella hídrica azul de la demarcación.

$$HH_{Azul-Des}[y,t] = -Qop_{Des}[y,t]$$

Las series de caudales desalados ($Qop_{Des}[y,t]$) las proporciona el modelo OPTIGES, por lo que la huella hídrica azul ($HH_{Azul\text{-}Des}[y,t]$) de cada desaladora *y*, en el mes *t*, será el valor de esta serie cambiada de signo.

Al igual que el resto de variables anteriores, el sumatorio del volumen desalado en toda la demarcación en cada mes *t*, se utiliza posteriormente en el cálculo de la huella hídrica azul total para toda la demarcación hidrográfica.

$$HH_{Azul-Des}[t] = \sum_{y=1}^{nde} HH_{Azul-Des}[y,t]$$

Donde *nde* es el número de desaladoras existentes en la demarcación.

4.3.2.5 Reutilización

Por último, la reutilización de los retornos supone un descenso de las extracciones de recursos hídricos dentro de la demarcación, lo que se traduce en un descenso de la huella hídrica azul en la misma. Para su evaluación se utiliza el volumen total que retorna al sistema y que proporciona el modelo OPTIGES. Pero, como el modelo no especifica que parte de dicho volumen ha sido reutilizada por demandas y que parte se ha transformado en aumentar el agua de los acuíferos o en salidas al mar, para poder determinar el volumen reutilizado en un mes *t* se tiene que realizar el siguiente balance:

$$V_{Reu}[t] = \sum_{i=1}^{nd} Vop_{Sum}[i,t] - \sum_{j=1}^{no} RH[j,t] - \sum_{k=1}^{ne} Vop_{Eva}[k,t] - \sum_{k=1}^{ne} \Delta Vop_{Emb}[k,t] - \sum_{r=1}^{na} \Delta Vop_{Acu}[r,t] - Qop_{Mar}[t]$$

Donde:

- $V_{Reu}[t]$: es el volumen reutilizado en la red de flujo de OPTIGES en el mes *t*.
- $Vop_{Sum}[i,t]$: son los suministros a todas las *nd* demandas (abastecimiento, industria, regadío, etc.) introducidas en la rede de flujo de OPTIGES en el mes *t*.
- $RH[j,t]$: son los recursos hídricos procedentes de *no* orígenes diferentes en el mes *t*, introducidos en el modelo de OPTIGES sin contar con la reutilización (superficiales, subterráneos, trasvases y desalación).
- $Vop_{Eva}[k,t]$: es la evaporación en los *ne* embalses de la demarcación simulados en la red de flujo de OPTIGES en el mes *t*.
- $\Delta Vop_{Emb}[k,t]$: es la variación de volumen almacenado en los *ne* embalses de la demarcación simulados en OPTIGES en el mes *t*.

- $\Delta Vop_{Acu}[r,t]$: es la variación de volumen almacenado en los *na* acuíferos de la demarcación simulados en OPTIGES en el mes *t*.
- $Qop_{Mar}[t]$: es la salida de agua del modelo OPTIGES hacia el mar en el mes *t*.
- *nd, no, ne y na*: número de demandas, orígenes de recursos, embalses y acuíferos.

Una vez determinado el volumen reutilizado se conoce la huella hídrica azul de la reutilización cambiando de signo el resultado.

$$HH_{Azul-Reu}[t] = -V_{Reu}[t]$$

4.3.2.6 Huella hídrica azul total

Una vez determinado el valor de la huella hídrica azul de las diferentes acciones que intervienen en su cálculo, se agregan con el fin de obtener el valor global para toda la demarcación en un mismo mes *t*. Esta unión se realiza sumando todas las acciones que consumen y aumentan el agua azul de la cuenca, cada una con su signo correspondiente ($HH_{Azul\text{-}Sum}[t]$, $HH_{Azul\text{-}Eva}[t]$, $HH_{Azul\text{-}Des}[t]$, $HH_{Azul\text{-}Reu}[t]$, $HH_{Azul\text{-}Tras}[t]$).

$$HH_{Azul}[t] = HH_{Azul-Sum}[t] + HH_{Azul-Eva}[t] + HH_{Azul-Des}[t] + HH_{Azul-Reu}[t] \pm HH_{Azul-Tras}[t]$$

El cálculo de la huella hídrica azul con esta fórmula va a permitir el análisis posterior de la sostenibilidad ambiental del uso del agua azul de una demarcación, ya que en esta contabilidad solamente se están incluyendo las extracciones de agua de la propia demarcación. Si en la huella hídrica se incluyen los consumos de agua procedentes de otros orígenes diferentes a los propios recursos hídricos de la cuenca, el indicador de sostenibilidad quedará distorsionado al estar comparando huella hídrica azul que no procede de esta demarcación con los recursos propios de ésta.

4.3.3 Huella hídrica gris

La huella hídrica gris es el volumen de agua que sería necesario añadir a los vertidos realizados sobre el dominio público hidráulico para diluir los contaminantes de éstos hasta los niveles máximos permitidos legalmente en la masa de agua que los recibe. La formulación general utilizada para calcular dicho volumen es la siguiente:

$$HH_{Gris}[j,x,t] = \frac{L[j,t]}{c_{max}[x] - c_{nat}[x]} = \frac{Efl[j,t] \cdot \left(c_{efl}[j] - c_{nat}[x]\right)}{c_{max}[x] - c_{nat}[x]}$$

Donde:

- $HH_{Gris}[j,x,t]$: huella hídrica gris generada por el efluente *j* vertido sobre la masa de agua *x* en el mes *t* (volumen/tiempo).
- $L[j,t]$: carga contaminante del vertido *j* en el mes *t* (masa/tiempo).

- *Efl[j,t]*: volumen del efluente *j* en el mes *t* (volumen/tiempo).
- $c_{efl}[j]$: concentración del contaminante del efluente *j* vertido (masa/volumen).
- $c_{max}[x]$: concentración máxima permitida del contaminante del efluente *j* en la masa de agua *x* que recibe dicho vertido (masa/volumen).
- $c_{nat}[x]$: concentración natural del contaminante del efluente *j* en la masa de agua *x* (masas/volumen).

Generalmente los vertidos contienen más de un contaminante por lo que es necesario calcular el volumen de huella hídrica gris para cada uno de ellos. Si se asume que los contaminantes no tienen ningún tipo de reacción entre ellos, el que genere el mayor volumen de huella hídrica gris será el elegido para su cálculo, ya que este volumen será suficiente para diluir el resto de contaminantes. Por lo tanto, la formulación anterior quedaría:

$$HH_{Gris}[j,x,t] = \text{Max}[i]\left[\frac{Efl[j,t]\cdot\left(c_{efl}[j,i]-c_{nat}[x,i]\right)}{c_{max}[x,i]-c_{nat}[x,i]}\right]$$

Donde el subíndice *i* hace referencia a cada uno de los contaminantes que contiene el caudal vertido *Efl[j,t]*. Este caudal (*Efl[j,t])* lo proporciona el modelo OPTIGES en forma de series mensuales de retornos ($Qop_{Ret}[j,t]$), tanto para los difusos, que se deben a la infiltración-percolación hacia las aguas subterráneas de retornos de regadío y de pequeños vertidos urbanos, como para los puntuales, que son aquellos que se realizan sobre un cauce fluvial y proceden de vertidos urbanos y de regadíos tradicionales por medio de azarbes o acequias. Por otro lado, los datos de concentraciones de contaminantes ($c_{max}[x,i]$, $c_{efl}[j,i]$, $c_{nat}[x,i]$) proceden de mediciones de campo.

Para establecer cuáles son los contaminantes que se tienen que utilizar en este cálculo, en primer lugar se ha de realizar una revisión de la legislación o normativa en materia de aguas de la zona de estudio, en la que se expone el listado de las *i* sustancias contaminantes y su concentración máxima permitida ($c_{max}[x,i]$). De este modo se fijan las *i* sustancias de las que se tiene que buscar información, tanto para el efluente como para el estado natural del medio receptor ($c_{efl}[j,i]$, $c_{nat}[x,i]$).

En segundo lugar, se determinan las concentraciones de los contaminantes en los efluentes ($c_{efl}[j,i]$) divididos en dos grupos, los retornos urbanos y los retornos de regadío. Para las concentraciones de los efluentes urbanos se tiene que diferenciar entre aquellos que han sido depurados previamente de los que no. Los datos de las concentraciones de los contaminantes de los efluentes urbanos se encuentran en las memorias de explotación de las empresas gestoras de las depuradoras, ya que son las responsables de realizar mediciones a la entrada y a la salida del efluente. Para los retornos puntuales de regadíos se pueden utilizar, si existen, los puntos de

medición en acequias o azarbes en la red de calidad de aguas superficiales, como es la red SAICA[2] de la CHS.

Por último, las concentraciones de contaminantes en las masas receptoras del vertido ($c_{nat}[x,i]$) se pueden obtener de tres formas diferentes. La primera y más fiable es utilizar las mediciones realizadas en la masa de agua cuando se encontraba inalterada, información que raramente se encuentra disponible. La segunda es asumir que las concentraciones naturales de la masa de agua son iguales a la de otra inalterada con características similares. Y la tercera consiste en estimarlas a partir de modelos matemáticos de calidad de aguas (Sharma & Kansal, 2013).

Con estos datos, la huella hídrica gris que genera un retorno *j* proporcionado por el modelo OPTIGES para un mes *t* ($Qop_{Ret}[j,t]$), que contiene *i* contaminantes y que se vierte sobre una masa de agua *x* queda de la siguiente forma:

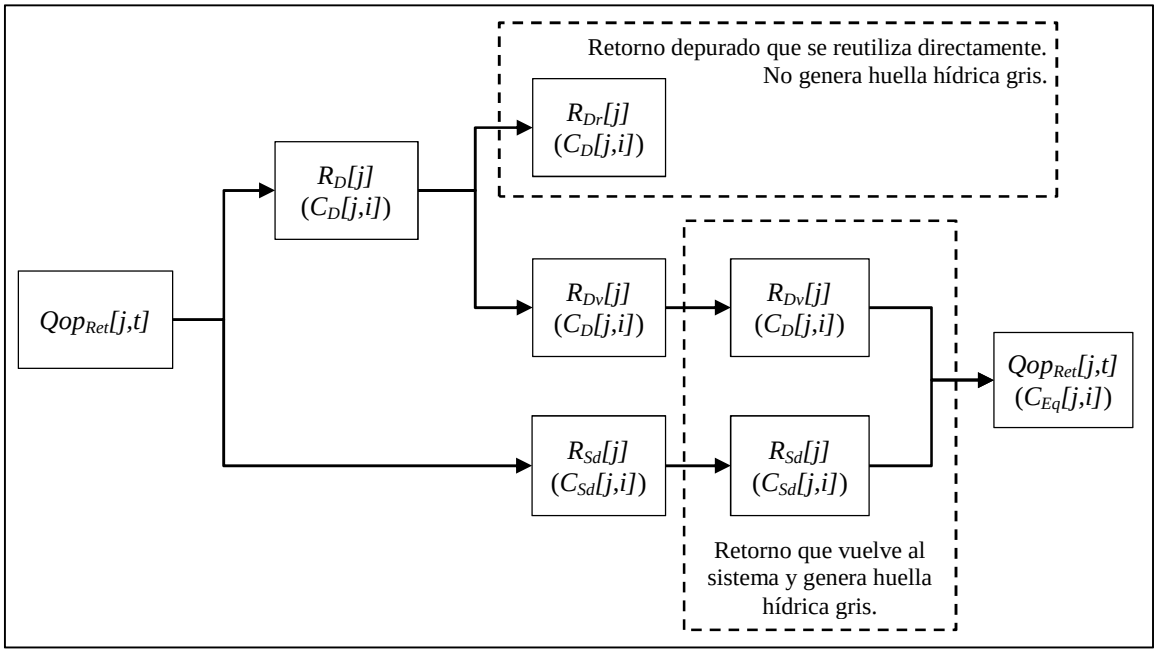
$$HH_{Gris}[j,x,t] = \text{Max}[i]\left[\frac{Qop_{Ret}[j,t]\cdot\left(c_{efl}[j,i]-c_{nat}[x,i]\right)}{c_{max}[x,i]-c_{nat}[x,i]}\right]$$

La expresión general anterior no contempla la posibilidad de que parte de los retornos urbanos se depuren y que parte de éstos últimos se puedan reutilizar de forma directa sin llegar a ser vertidos en ninguna masa de agua, acciones habituales en demarcaciones con escasez de recursos. Por tanto, para considerar estas dos posibilidades (depuración y reutilización directa) que suponen un descenso de la contaminación vertida y, por ende, de la huella hídrica gris, se modifica el valor de la concentración ($c_{efl}[j,i]$) de los contaminantes (*i*) de cada efluente (*j*).

Para cada contaminante *i* de cada retorno ($Qop_{Ret}[j,t]$) se determina una concentración equivalente ($C_{Eq}[j,i]$) que tiene en cuenta que el volumen de cada retorno urbano está compuesto por un caudal depurado que se reutiliza directamente ($R_{Dr}[j]$), otro que se depura y se vierte ($R_{Dv}[j]$), y otro que se vierte sin ser depurado ($R_{Sd}[j]$). En su cálculo, las concentraciones de los *i* contaminantes en los caudales depurados se denominan $C_D[j,i]$ y las de los caudales sin depurar $C_{Sd}[j,i]$.

[2] SAICA: Sistema Automático de Información de Calidad de Aguas de la CHS.

Figura 38. Esquema de cálculo de la C_{Eq} de un contaminante *i*.



Fuente: elaboración propia.

Siguiendo el esquema de la Figura 38, el valor de la concentración equivalente ($C_{Eq}[j,i]$) de un contaminante *i* en el efluente *j* se calcula con la siguiente expresión:

$$C_{Eq}[j,i] = \frac{R_{Dv}[j] \cdot C_D[j,i] + R_{Sd}[j] \cdot C_{Sd}[j,i]}{Qop_{Ret}[j,t]}$$

De modo que la huella hídrica gris ($HH_{Gris}[j,x,t]$) de un retorno *j* en una masa de agua *x* para un mes *t* quedará de la siguiente manera:

$$HH_{Gris}[j,x,t] = \text{Max}[i]\left[\frac{Qop_{Ret}[j,t] \cdot \left(C_{Eq}[j,i] - c_{nat}[x,i]\right)}{c_{max}[x,i] - c_{nat}[x,i]}\right]$$

Una vez determinados los valores de huella hídrica gris de cada retorno de OPTIGES ($HH_{Gris}[j,x,t]$) se deben asignar a las masas de agua receptoras correspondientes.

Para el caso de las aguas superficiales, la huella hídrica gris ($HH_{Gris\_Sup}[x,t]$) que recibe cada tramo fluvial *x* es el sumatorio de todas las huellas hídricas grises generadas por los *nv* vertidos ubicados aguas arriba del punto de salida del tramo de estudio.

$$HH_{Gris\_Sup}[x,t] = \sum_{j=1}^{nv} HH_{Gris}[j,x,t]$$

Y para el caso de las aguas subterráneas, la huella hídrica gris ($HH_{Gris\_Sub}[r,t]$) que recibe cada acuífero *r* simulado en OPTIGES es el sumatorio de las huellas hídricas grises generadas por todos los *nv* vertidos que reciben.

$$HH_{Gris\_Sub}[r,t] = \sum_{j=1}^{nv} HH_{Gris}[j,r,t]$$

4.4 Sostenibilidad ambiental de la huella hídrica total

La metodología empleada para determinar si la gestión de los recursos hídricos en una demarcación hidrográfica es sostenible se basa en las directrices propuestas por Hoekstra et al. (2011) presentadas en el capítulo 3, y que ha sido necesario adaptarlas a los resultados que proporciona el CHA de una demarcación hidrográfica compleja como la que se va a estudiar en este trabajo.

4.4.1 Huella hídrica verde

La sostenibilidad ambiental de la huella hídrica verde (HH_{Verde}) se determina comparando el valor de la HH_{Verde} dentro de la demarcación hidrográfica con la disponibilidad de agua verde en la misma (DA_{Verde}), que es la evapotranspiración susceptible de ser productiva. Esta relación se conoce como escasez de agua verde (EA_{Verde}) y mide el grado de apropiación que las actividades económicas de la demarcación hacen sobre el agua verde de ésta. Este cálculo se realiza por áreas geográficas (x) y para cada mes (t), con el fin de conocer cuál es la sostenibilidad en diferentes zonas de la demarcación. Para su cálculo se aplica la siguiente expresión:

$$EA_{Verde}[x,t] = \frac{HH_{Verde}[x,t]}{DA_{Verde}[x,t]}$$

Donde $HH_{Verde}[x,t]$ es la huella hídrica verde generada dentro del área geográfica x en el mes t y $DA_{Verde}[x,t]$ es disponibilidad de agua verde dentro de la misma área x para el mismo mes t. Esta última se determina con el siguiente balance:

$$DA_{Verde}[x,t] = ET_{Total}[x,t] - ET_{Natural}[x,t] - ET_{Improductivos}[x,t]$$

Donde:

- $ET_{Total}[x,t]$: es toda la evapotranspiración que se ha producido en el área geográfica x en el mes t.
- $ET_{Natural}[x,t]$: es la evapotranspiración en los espacios protegidos ubicados dentro del área geográfica x en el mes t.
- $ET_{Improductivos}[x,t]$: es la evapotranspiración que tiene lugar en zonas localizadas en el área geográfica x en el mes t en las que, aun no estando protegidas, no es posible el cultivo.

Si el valor de $EA_{Verde}[x,t]$ es superior a 1, no es sostenible el uso del agua verde que se está realizando en el área geográfica, ya que no se satisfacen las necesidades de los espacios

naturales. Por el contrario, si su valor es inferior a 1, la disponibilidad de agua verde es suficiente para satisfacer tanto las demandas de las cosechas como las de los espacios naturales.

Este cálculo planteado para los *N* meses de la serie que proporciona el modelo SIMPA permite determinar la variación estacional de la sostenibilidad de la huella hídrica verde en la demarcación de estudio. Para arrojar un único valor $EA_{Verde}[x]$ por área geográfica se determina el promedio de la $EA_{Verde}[x,t]$ para toda la serie, y para la demarcación hidrográfica en su conjunto (EA_{Verde}) se calcula la media de las $EA_{Verde}[x]$de las *M* áreas geográficas.

$$EA_{Verde}[x] = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{N} EA_{Verde}[x,t] \quad \rightarrow \quad EA_{Verde} = \frac{1}{M}\sum_{x=1}^{M} EA_{Verde}[x]$$

Dado que no se conoce ninguna referencia ni caso práctico en el que se haya determinado la sostenibilidad de la huella hídrica verde, ha sido necesario establecer unos criterios a la hora definir el agua verde de los espacios naturales ($ET_{Natural}$) y de los improductivos ($ET_{Improductivos}$) (Tabla 10). Para los espacios naturales se ha visto razonable usar los límites administrativos de las zonas sobre las que hay una figura de protección (ZEPA, LIC, Ramsar), donde toda la evapotranspiración generada dentro de estos límites será la $ET_{Natural}$. Por otro lado, se han considerado zonas improductivas aquellas que, no siendo espacios naturales, su suelo no es apropiado para la agricultura y la evapotranspiración que se genera dentro de ellas no es aprovechable.

Tabla 10. Selección de espacios naturales y zonas improductivas.

Espacios Naturales	Zonas improductivas
- ZEPA - LIC - Ramsar	- Urbano - Industrial - Cárcavas - Canchales - Altura > 1.000 m - Pendiente > 30% - No son Espacios Naturales

Fuente: elaboración propia.

4.4.2 Huella hídrica azul

El análisis de la sostenibilidad de la huella hídrica azul se realiza con dos análisis. El primero estudia toda la demarcación mediante el método estándar de sostenibilidad ambiental expuesto en el capítulo 3 de huella hídrica: se compara el valor de la huella hídrica azul de la demarcación hidrográfica con los recursos hídricos disponibles en la misma. Además, ha sido necesario definir un segundo análisis con el fin de identificar si existe sobreexplotación de los

acuíferos y estudiar si se cumplen los requerimientos ecológicos (caudales ecológicos y demandas ambientales).

En el análisis para toda la demarcación, para cada mes *t* se calcula el indicador escasez de agua azul ($EA_{Azul}[t]$), que es la relación entre la huella hídrica azul ($HH_{Azul}[t]$) generada dentro de la misma y los recursos hídricos disponibles, denominados como disponibilidad de agua azul ($DA_{Azul}[t]$).

$$EA_{Azul}[t] = \frac{HH_{Azul}[t]}{DA_{Azul}[t]}$$

El valor de la $HH_{Azul}[t]$ se determina con la metodología descrita anteriormente y la disponibilidad de agua azul se calcula con la siguiente expresión:

$$DA_{Azul}[t] = RH_{Cuenca}[t] - R_{Ambientales}[t]$$

Donde, $RH_{Cuenca}[t]$ son los recursos hídricos superficiales más los subterráneos renovables de la demarcación y, $R_{Ambientales}[t]$ son los requerimientos ambientales compuestos por la suma de los caudales ecológicos y las demandas ambientales. Este análisis se realiza para toda la demarcación y no por áreas geográficas como en el caso de la huella hídrica verde, ya que los recursos hídricos no se suelen utilizar en el mismo área en la que se generan, tal y como sucede en el ciclo hidrológico natural de algunas cuencas hidrográficas (Milzow et al., 2009). De este modo, al realizar el cálculo para toda la demarcación, se comparan los recursos hídricos de una zona con la huella hídrica generada dentro de la misma y se evita obtener un resultado confuso de este indicador.

En el cálculo del $DA_{Azul}[t]$ no se tienen que considerar los recursos procedentes de reutilización, de desalación, ni de trasvases cuando la cuenca es receptora, al igual que se hacía en el cálculo de la huella hídrica azul de una demarcación, ya que su inclusión arrojaría un valor de $DA_{Azul}[t]$ mayor al que realmente existe en la demarcación, lo que haría disminuir el indicador de $EA_{Azul}[t]$.

El significado de este indicador es el mismo que el de $EA_{Verde}[t]$. Si su valor es superior a 1, se están sobreexplotando los recursos hídricos de la demarcación, lo que implicaría que o bien en algún lugar de la cuenca se están utilizando recursos subterráneos no renovables o que no se está cumpliendo los requerimientos ambientales. Por otro lado, si el valor de este indicador es menor que 1, se está haciendo un uso sostenible del agua azul, ya que con los recursos superficiales se satisfacen todas las demandas y se cumplen los objetivos medioambientales.

La agregación de los indicadores $EA_{Azul}[t]$obtenidos para todo el periodo de simulación del SRH (*N* meses) sintetiza la gestión del agua azul en un único valor de la EA_{Azul}. Si resulta mayor que 1, es condición suficiente para afirma el uso insostenible del agua azul en la demarcación, sin

embargo, si es menor que 1 no se puede afirmar que el uso sea sostenible, ya que la agregación puede enmascarar zonas o periodos de tiempo en los que la $EA_{Azul}[t]$ es mayor que uno.

$$EA_{Azul} = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{N} EA_{Azul}[t]$$

Para solventar la falta de la información que proporciona la EA_{Azul} se realiza el segundo análisis, un estudio pormenorizado que consiste en comprobar la sostenibilidad del uso de las aguas subterráneas y si se cumplen los caudales ecológicos y las demandas ambientales.

En el estudio de la sostenibilidad de las aguas subterráneas ha sido necesario crear un nuevo indicador denominado escasez de agua azul oscura ($EA_{Azul\_Osc}[r,t]$) que permite identificar y evaluar el grado de explotación de los acuíferos de la demarcación. El nombre hace referencia a la denominación que Hoekstra (2009) hace del uso de las aguas subterráneas renovables (azul oscuro), y se determina comparando las extracciones ($EX_{Acu}[r, t]$) de cada acuífero *r* para un mes *t*, con la disponibilidad de agua azul ($DA_{Azul\_Acu}[r,t]$) en cada uno de ellos en ese mismo mes *t*, que es la recarga de los acuíferos.

$$EA_{Azul\_Osc}[r,t] = \frac{EX_{Acu}[r,t]}{DA_{Azul\_Acu}[r,t]}$$

Con el cálculo de la $EA_{Azul\_Osc}[r,t]$ para un único mes *t* no es posible determinar si se está sobreexplotando un acuífero (*r*), por lo que es necesario calcular el promedio para todo el periodo de simulación del SRH (*N* meses) para así identificar la tendencia de las extracciones.

$$EA_{Azul_{Osc}}[r] = \frac{\sum_{t=1}^{n} EX_{Acu}[r,t]}{\sum_{t=1}^{n} DA_{Azul_{Acu}}[r,t]}$$

Si la $EA_{Azul\_Osc}[r]$ es igual o menor a 1, entonces la gestión del acuífero (*r*) es sostenible. Si por el contrario el valor es superior a 1, nos indica que el acuífero se está sobreexplotando y nos proporciona la magnitud de dicha sobreexplotación; por ejemplo, si el valor obtenido es 2, se está extrayendo el doble de agua de la recarga del acuífero *r*.

Para el análisis de los caudales ecológicos ha sido necesario crear otro nuevo indicador denominado escasez de agua azul ecológica ($EA_{Azul\_Eco}[j,t]$). Éste se determina comparando para un mismo mes *t*, el caudal ecológico impuesto ($Q_{Eco}[j,t]$) en un tramo fluvial *j* con el caudal que circula por el mismo, que se ha denominado disponibilidad de agua azul para el caudal ecológico ($DA_{Azul\_Eco}[j,t]$). En este caso, si en un único mes *t* el valor de $EA_{Azul\_Eco}\ [j,t]$ para un tramo fluvial *j* es mayor que a 1, entonces el uso del agua es insostenible ya que no se está cumpliendo el régimen de caudales ecológicos. Por lo tanto, si el valor máximo de todos los $EA_{Azul\_Eco}[j,t]$ calculados es menor que o igual a uno, se está respetando el caudal ecológico y no hay gestión insostenible.

$$Max[j]\left[EA_{Azul_{Eco}}[j,t]\right] = Max[j]\left[\frac{Q_{Eco}[j,t]}{DA_{Azul\_Eco}[x,t]}\right]$$

El análisis de las demandas ambientales es similar al de los caudales ecológicos. En este caso, para cada demanda ambiental *p* y para cada mes *t* se determina la escasez de agua azul ambiental ($EA_{Azul\_Amb}[p,t]$) como la relación entre el volumen requerido por la misma ($V_{Amb}[p,t]$) y el suministrado ($DA_{Azul\_Amb}[p,t]$). Se considera sostenible el uso del agua azul si el valor máximo de todos los $EA_{Azul\_Amb}[p,t]$ calculados es menor o igual a 1.

$$Max[j]\left[EA_{Azul_{Amb}}[x,t]\right] = Max[j]\left[\frac{V_{Amb}[p,t]}{DA_{Azul\_Amb}[p,t]}\right]$$

En resumen, la sostenibilidad del agua azul se divide en dos partes. La primera analiza la gestión de toda la demarcación con el indicador EA_{Azul} y sirve sólo para afirmar si la huella hídrica azul de la misma es insostenible. Por otro lado, la segunda parte analiza si existe sobreexplotación en los acuíferos ($EA_{Azul\_Osc}[r]$) y si se cumplen los caudales ecológicos ($EA_{Azul\_Eco}[j,t]$) y las demandas ambientales ($EA_{Azul\_Amb}[p,t]$).

4.4.3 Huella hídrica gris

Para el análisis de la sostenibilidad de la huella hídrica gris ha sido necesario separar los cálculos entre aguas superficiales y subterráneas, ya que su comportamiento hidrológico es distinto (ríos-móviles, acuíferos-estáticos) y porque la normativa de calidad de aguas suele fijar concentraciones máximas diferentes según sea una masa superficial o subterránea.

Para las aguas superficiales el análisis de sostenibilidad se realiza por tramos fluviales y se parte de la hipótesis de que los contaminantes se conservan en la red fluvial. De este modo, para cada tramo *x* se compara la huella hídrica gris ($HH_{Gris\_Sup}[x,t]$) generada por todos los vertidos que se han producido aguas arriba del punto de salida del tramo *x* en el mes *t*, con el caudal que circula por este tramo en dicho mes ($Q_{Cir}[x,t]$). Esta relación se denomina nivel de contaminación del agua ($NCA_{Sup}[x,t]$) y representa la fracción de capacidad de asimilación de contaminación ya consumida.

$$NCA_{Sup}[x,t] = \frac{HH_{Gris\_Sub}[x,t]}{Q_{Cir}[x,t]}$$

Si el valor de $NCA_{Sup}[x,t]$ es menor que 1 implica que el tramo de cauce *x* no ha agotado toda la capacidad de dilución o asimilación de contaminantes en el mes *t* y los vertidos que se realizan hasta ese tramo son sostenibles. En el caso de que $NCA_{Sup}[x,t]$ sea superior a 1, los vertidos no son sostenibles.

El tramo de salida del sistema de explotación de una cuenca hidrográfica, que es normalmente la desembocadura al mar, acumula todos los contaminantes que han sido vertidos en la red fluvial

y, además, suele ser el tramo de mayor caudal. Sin embargo existen casos especiales, como el del presente trabajo, en los que el régimen de caudales ecológicos previsto en la desembocadura es nulo. En estos casos el valor de $NCA_{Sup}[x,t]$ puede llegar a ser infinito de modo que, si se pretende calcular posteriormente un valor medio de $NCA_{Sup}[t]$ que sintetice todo el comportamiento de este indicador es preciso limitar el valor del mismo. Para ello el máximo valor que puede tomar el $NCA_{Sup}[x,t]$ de cada tramo se restringe al número de tramos principales modelados (*Nt*) en la red de flujo con el modelo OPTIGES, con lo que se consiguen que: i) si existe un tramo muy insostenible el valor mínimo de *NCA* sea al menos igual a la unidad y ii) que el valor obtenido sea comparable con el de otra demarcación que tenga tramos con regímenes de caudales ecológicos nulos. Por ejemplo, si tenemos una red de flujo con 15 tramos (*Nt*) en el que 14 de ellos cumplen que $NCA_{sup}[x,t] < 1$ y el otro el caudal es nulo ($NCA_{Sup}[x,t] \rightarrow \infty$), a este último se le asignaría el valor de $NCA_{Sup}[x,t] = 15$, lo que asegura que si se hace la media de todos los tramos de la demarcación, el valor de $NCA_{Sup}[t]$ sea al menos igual a uno, pudiéndose diagnosticar así que la gestión de la demarcación es insostenible para el mes *t*.

$$NCA_{Sup}[t] = \frac{1}{Nt}\sum_{x=1}^{Nt} NCA_{Sup}[x,t]$$

Ahora bien, si se sintetiza el valor del $NCA_{Sup}[t]$ en un único valor medio para todo el periodo *N*, al igual que ocurría con la huella hídrica azul, este indicador sólo sirve para afirmar si la gestión que se está haciendo es insostenible y el grado de dicha insostenibilidad en término medio. Es necesario analizar los valores de NCA_{Sup} obtenidos en cada tramo para detectar si existe alguna insostenibilidad puntual.

$$NCA_{Sup} = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{N} NCA_{Sup}[t]$$

Para las aguas subterráneas este análisis se realiza de forma individual en cada uno de los acuíferos simulados en OPTIGES, comparando la huella hídrica gris ($HH_{Gris\_Sub}[r,t]$) que entra en un acuífero *r* en un mes *t*, con la recarga de ese mismo mes ($R_{Acu}[r,t]$), en la que se incluye además el volumen de los retornos que entran en dicho acuífero. Esta relación proporciona el nivel de contaminación de las aguas subterráneas ($NCA_{Sub}[r,t]$) y tiene la misma interpretación que el de las aguas superficiales: representa la fracción de capacidad de dilución de contaminación por parte de la recarga a un acuífero *r* que se consume en el mes *t*.

$$NCA_{Sub}[r,t] = \frac{\sum HH_{Gris\_Sub}[r,t]}{R_{Acu}[r,t]}$$

Si el valor de $NCA_{Sub}[r,t]$ es menor o igual que 1, la propia recarga del acuífero *r* en un mes *t* es capaz de diluir los contaminantes que entran al mismo. Cuando el valor de $NCA_{Sub}[r,t]$ resulta

mayor que 1, la entrada de agua al acuífero *r* no es suficiente para diluir los contaminantes y el vertido no es sostenible.

El cálculo puntual de $NCA_{Sub}[r,t]$ en el tiempo tiene una limitación: se desconoce si existe o no una tendencia de acumulación de contaminantes en el acuífero. Para subsanarla se utiliza el indicador $NCA_{Sub}[r]$ agregado en el tiempo. Si $NCA_{Sub}[r]$ es menor o igual que uno se asegura que la gestión del acuífero *r* respecto a la contaminación es sostenible.

$$NCA_{Sub}[r] = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{N} NCA_{Sub}[r,t]$$

Para establecer el valor del nivel de contaminación subterránea para toda la demarcación, se calcula la media de los $NCA_{Sub}[r]$ de los *R* acuíferos simulados, sirviendo de referencia para comparar dos escenarios diferentes.

$$NCA_{Sub} = \frac{1}{R}\sum_{r=1}^{R} NCA_{Sub}[r]$$

Por último, con el fin de sintetizar la gestión de la contaminación de la demarcación en un único valor de *NCA* con el que comparar dos escenarios diferentes, se establece la media aritmética de los valores agregados del NCA_{Sub} y del NCA_{Sup}:

$$NCA = \frac{NCA_{Sub} + NCA_{Sup}}{2}$$

CAPÍTULO 5. Caracterización del caso de estudio: la Demarcación Hidrográfica del Segura

Una vez descritas las metodologías para determinar la huella hídrica de la agricultura con el modelo SIMPA (HHA_S) y la huella hídrica total (HHT) de una demarcación hidrográfica a partir de la simulación del ciclo hidrológico antropizado (CHA), se va a realizar una aplicación práctica con las mismas. Los objetivos de este caso práctico son obtener el valor de la huella hídrica interna de una demarcación hidrográfica con dos metodologías diferentes y contrastar los resultados obtenidos.

Para ello se ha seleccionado la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) que es una de las más complejas y problemáticas de Europa (Grindlay et al., 2011). Con ella va a ser posible considerar todas las casuísticas existentes en cualquier demarcación hidrográfica, por lo que el éxito en su aplicación será una prueba de la fiabilidad y robustez de esta metodología.

En este capítulo se describen las principales características de la DHS relacionadas con el CHA y se presenta la información que se utiliza para modelar dicho ciclo. La organización de este capítulo se ha estructurado en cinco partes.

En primer lugar, con el fin de contextualizar el caso de estudio, se presenta una descripción general de la demarcación en la que se enmarcan las principales características de los elementos relacionados con el CHA. Al final de este apartado, a modo de resumen y para indicar la importancia de la gestión de los recursos hídricos en esta cuenca, se presenta el balance hídrico entre recursos y demandas.

En segundo lugar, se definen los diferentes escenarios de cálculo de la huella hídrica que se van a realizar para esta demarcación. Estos escenarios se han organizado según la metodología utilizada y tomando como base los escenarios recomendados en la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) española (BOE, 2008).

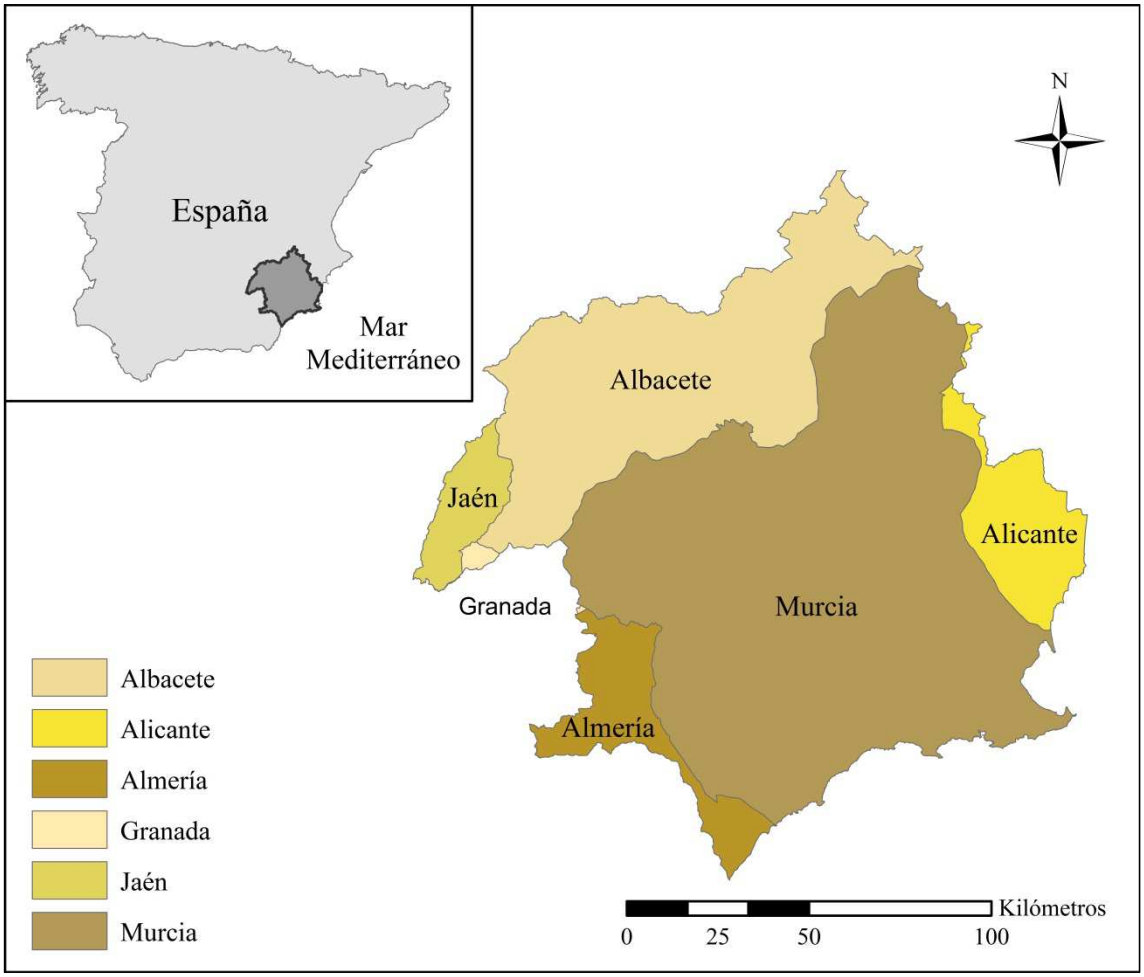
En la tercera parte se describen detalladamente los principales elementos del SRH de la DHS que servirán de guía a la hora de crear posteriormente las diferentes redes de flujo de cada escenario, imprescindibles para el cálculo de la HHT. En este punto, con el fin de utilizar los datos más apropiados en cada escenario, se ha llevado a cabo una revisión de toda la información existente hasta el momento relacionada con la planificación hidrológica de la DHS.

En cuarto lugar, y a modo de ejemplo, se muestra cómo se ha creado una red de flujo con el sistema soporte a la decisión (SSD) OPTIGES para un escenario concreto a partir de los datos del SRH, y por último, se expone el proceso seguido para obtener la información relacionada con las concentraciones de contaminantes que se va a utilizar en el cálculo de la huella hídrica gris.

5.1 Descripción de la Demarcación Hidrográfica del Segura

La Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) se encuentra en el sureste de la Península Ibérica y su ámbito territorial está compuesto por la cuenca hidrográfica del río Segura y otras cuencas más pequeñas que son hidrológicamente independientes: las cuencas costeras y las endorreicas (BOE, 2007a). La superficie total de esta demarcación, que se extiende sobre seis provincias y tres comunidades autónomas (Figura 39), es de 18.990 km^2 y representa el 3,7% del territorio nacional de España (Tabla 11).

Figura 39. Mapa político de la DHS.



Fuente: elaboración propia.

Tabla 11. Distribución de la superficie de la DHS entre las provincias.

Provincias	**Superficie en la DHS (km^2)**	**Fracción de la DHS (%)**
Región de Murcia	11.178	58,9
Albacete	4.744	25,1
Alicante	1.212	6,5
Almería	1.134	6,1
Jaén	594	3,1
Granada	60	0,3
Total	18.990	100,0

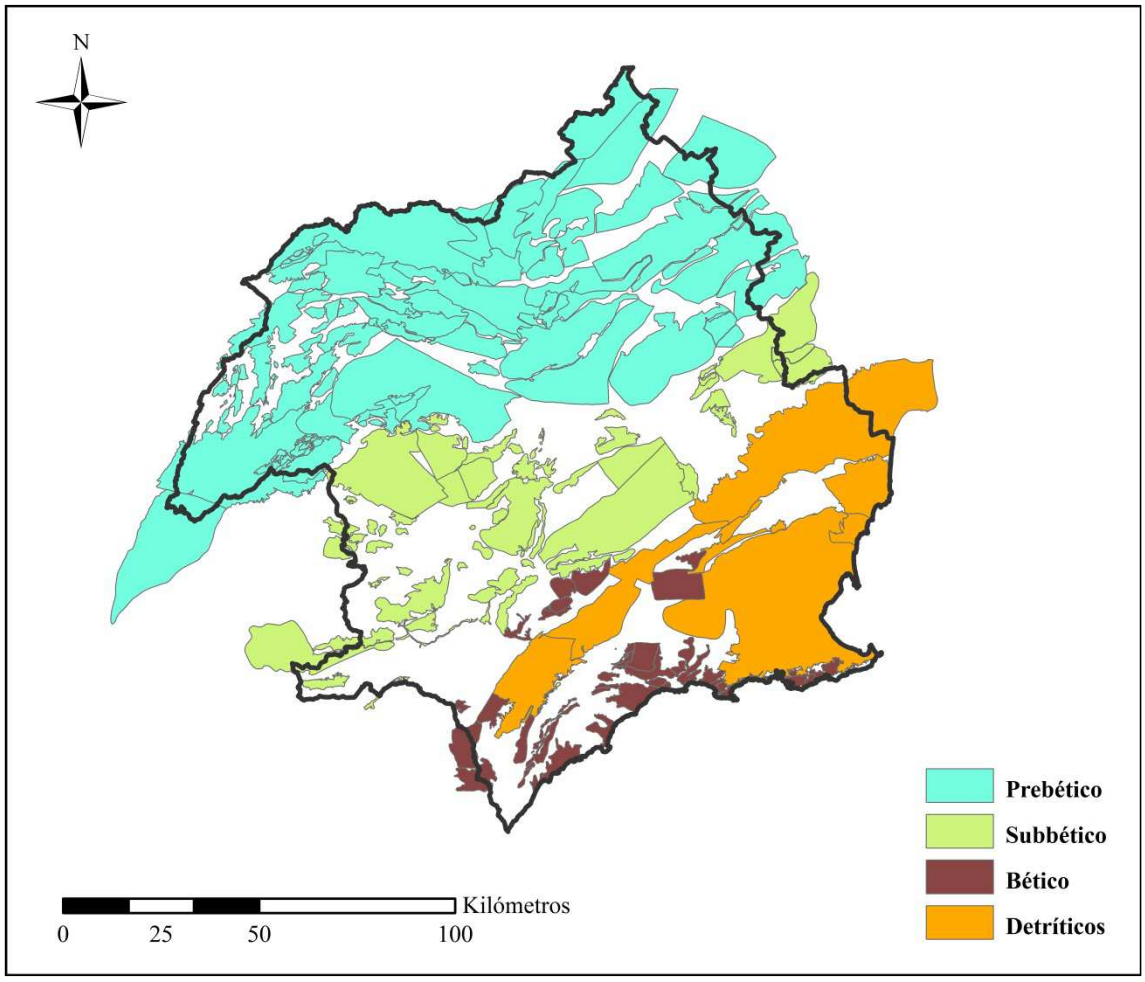
Fuente: elaboración propia.

La topografía de la DHS es muy variable, compleja e irregular. En el noroeste se encuentran zonas de alta montaña con puntos que superan los 2.000 metros de altura, mientras que en las zonas de costa se extienden grandes llanuras aluviales. Gran parte de la cuenca está atravesada por formaciones montañosas que se alternan con valles y depresiones por los que discurren los principales cursos fluviales, lo que contrasta con las llanuras elevadas del noreste en las que se localizan pequeñas cuencas endorreicas (López-Bermúdez et al., 1989).

La geología de la DHS se encuentra dominada por las Cordilleras Béticas, sistema montañoso que recorre toda la demarcación de suroeste a noreste. En la zona norte estas cordilleras se componen fundamentalmente por materiales del mesozoico-terciarios, mientras que las cordilleras más meridionales están formadas por rocas metamórficas que corresponden a dominios paleogeográficos relacionados con la placa africana.

Estas características geológicas explican la hidrogeología de la demarcación (Rodríguez-Estrella, 1987), cuyos acuíferos principales se pueden clasificar en cuatro grupos: (i) en el norte se encuentran los formados por calizas y dolomías del jurásico (prebética), (ii) en la zona centro-noroeste se componen principalmente de calizas y dolomías con gran presencia de materiales margosos (subbética), (iii) en el sur de la cuenca son de pequeña entidad pero de estructura compleja y están compuestos por pizarras, cuarcitas, calizas y dolomías (bético) y, (iv) en el último grupo se engloban todas las fosas rellenas con materiales detríticos, principalmente las vegas medias y bajas de los ríos así como algunas cuencas costeras (Figura 40).

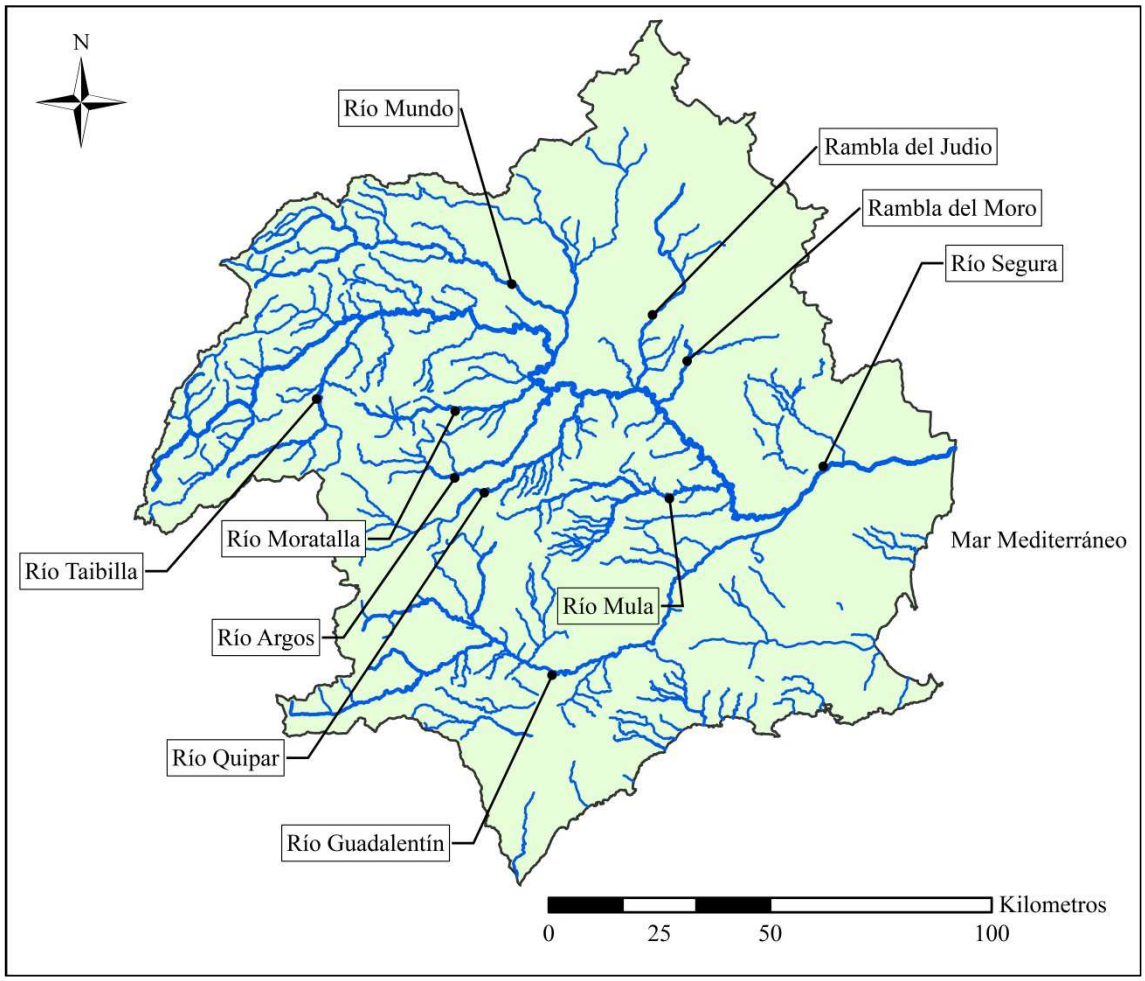
Figura 40. Hidrogeología de la DHS.



Fuente: elaboración propia en base a datos de la CHS.

Respecto a la hidrología superficial, esta se encuentra dominada por el río Segura que desemboca en el Mar Mediterráneo, por su afluente principal el río Mundo, por sus afluentes de la margen derecha (Taibilla, Moratalla, Argos, Quípar, Mula y Guadalentín), y por una serie de ramblas sin aportaciones permanentes y con un marcado carácter torrencial (Rambla del Judío y Rambla del Moro, entre otras). Por otro lado, el resto de la hidrología superficial de la demarcación la conforman una gran variedad de ramblas efímeras que desembocan al mar (Figura 41).

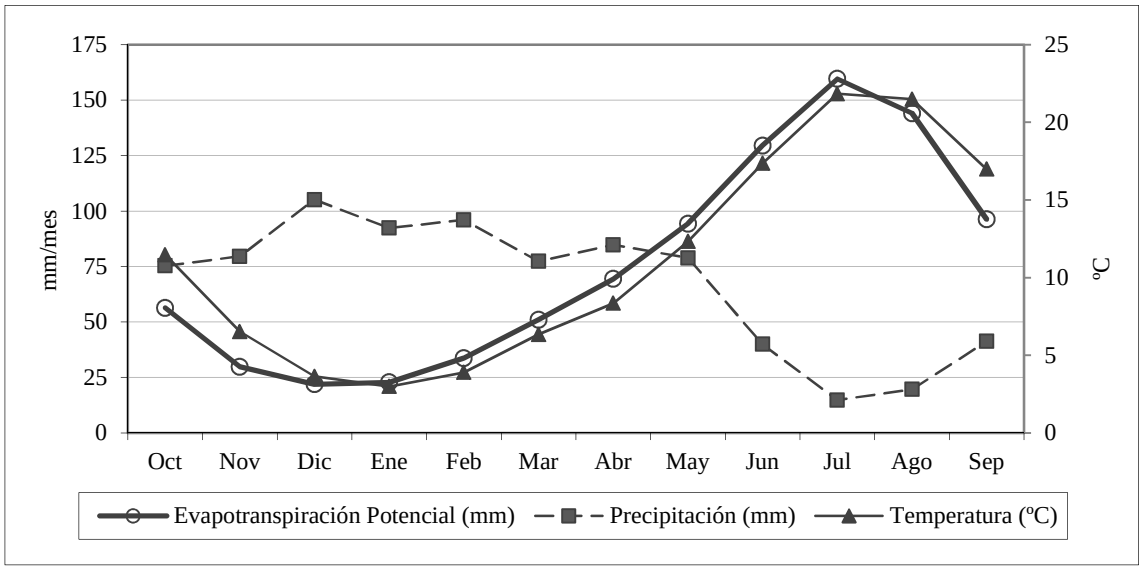
Figura 41. Hidrología de la DHS.



Fuente: elaboración propia en base a datos de la CHS.

La climatología de la zona presenta en su conjunto un clima semiárido (Grindlay et al., 2009). La precipitación media es de 400 mm/año con una fuerte variabilidad espacial y temporal: en el noroeste son superiores a 1.000 mm/año y en las zonas de costa pueden llegar a ser inferiores a 200 mm/año. Las temperaturas medias anuales son elevadas, entre 10 y 18ºC, lo que implica una elevada evapotranspiración potencial media en torno a 700 mm/año y un bajo coeficiente de escorrentía (0,15). La variabilidad temporal de la temperatura y por ende, la de la evapotranspiración potencial, presenta un marcado patrón estacional en el que los valores son mínimos en los meses de invierno y máximos en los meses de verano. Por otro lado, las precipitaciones máximas se producen en los meses de invierno y primavera, siendo escasas durante los meses de verano (Figura 42).

Figura 42. Principales variables climáticas en la DHS.



Fuente: elaboración propia en base a datos de la MAGRAMA (2012).

Los recursos hídricos superficiales que se generan en toda la DHS, incluyendo las cuencas costeras, son 1.010 hm^3 (MAGRAMA, 2012). Parte de estos recursos no pueden ser regulados ya que se producen en zonas costeras o en las vegas bajas de los ríos Segura y Guadalentín, por lo que la única forma de aprovecharlos es utilizarlos en el momento en el que se producen, hecho poco habitual, con lo que los recursos potencialmente utilizables se reducen a 923 hm^3/año (786 hm^3/año superficiales y 137 hm^3/año subterráneos). De este total, para conocer cuáles son los realmente disponibles se deben descontar los requerimientos hídricos de la demarcación, compuestos por los caudales ecológicos y una demanda ambiental dedicada al mantenimiento de humedales. Esta demanda ambiental está evaluada en 33,2 hm^3/año, mientras que los caudales ecológicos no suponen un consumo de agua, ya que, si bien se han definido en la mayoría de los cauces fluviales no se exige ningún caudal en la desembocadura. Al descontar la demanda ambiental, los recursos hídricos disponibles de la demarcación son 890 hm^3/año.

Dentro de este marco físico, la población de derecho es de 2.092.250 habitantes (INE, 2013), calculada considerando todos los municipios en los que el núcleo de población principal se encuentra dentro de la DHS. Esta población representa un 4,21% del total de España y supone una densidad de población de 103,1 hab/km^2, valor que se encuentra por encima de la media nacional que es 90 hab/km^2 (CHS, 2013b). Además, desde el sistema de explotación de la cuenca del Segura se suministra agua para el abastecimiento a importantes municipios ubicados fuera de la demarcación, como ocurre con poblaciones de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ) (Alicante, Elche, Santa Pola, San Vicente del Raspeig, entre otros), lo que implica que la población de hecho que realmente es abastecida desde el SRH de la DHS asciende a 2.820.863 habitantes (INE, 2013). La dotación media para el abastecimiento de esta población

es de 235 litros/día/habitante, que agregada supone 242,1 hm^3/año y representa un 24% de los recursos hídricos superficiales de la DHS. Dentro de esta demanda también se incluye el turismo, sector que consume 34,0 de los 242,1 hm^3/año y que está caracterizado por una fuerte estacionalidad mensual y semanal. Este sector está ligado a actividades singulares de ocio que también demandan agua, entre las que destaca el regadío de los campos de golf, cuya demanda asciende a 7,4 hm^3/año y que se satisface, en gran parte, con los retornos de las urbanizaciones anexas.

El retorno medio del abastecimiento se estima en un 80% (186,4 hm^3/año) y en la DHS prácticamente todo este volumen se trata previamente en depuradora antes de su vertido. Los únicos núcleos cuyos efluentes siguen todavía sin ser tratados son pequeñas poblaciones aisladas que vierten un volumen total de 7,5 hm^3/año, lo que supone sólo el 4% del retorno total. La CHS estima que unos 137,6 hm^3/año del volumen total que retorna se reutiliza de forma directa o indirecta dentro de la propia demarcación, mientras que el resto de retornos se producen fuera de la DHS (CHS, 2013b).

El sector industrial en la DHS requiere un volumen de 10,9 hm^3 al año, que es una cantidad relativamente pequeña si se compara con el abastecimiento. Asimismo, al igual que con el abastecimiento, en torno a 1,6 hm^3/año se suministran fuera de la DHS.

A pesar de la importancia que el abastecimiento y la industria tienen en cualquier demarcación, para la DHS el sector agrario es el que requiere un mayor volumen de agua: 1.552,0 hm^3/año para el regadío y 9,1 hm^3/año para la ganadería. La extracción de este volumen de agua de los recursos hídricos supone una fuerte presión sobre la DHS, a la que cabe añadir el impacto que los retornos de regadío producen sobre la calidad de las aguas, dado el alto contenido en nutrientes y plaguicidas que suelen contener estos efluentes. El retorno total de regadío, que gran parte es susceptible de ser reutilizado, se estima en 121,0 hm^3/año (86,0 hm^3 hacia las aguas subterráneas y 35,0 hm^3 a las aguas superficiales), mientras que el retorno en la ganadería es despreciable.

El volumen de agua consumido por el resto de actividades económicas, como es la acuicultura, el uso recreativo o la generación de energía eléctrica, es inapreciable frente a las anteriores. Por lo que se puede concluir que la demanda anual de la DHS se encuentra en torno los 1.854,7 hm^3/año (Tabla 12).

Las demandas de la DHS se satisfacen utilizando todos los recursos hídricos de la cuenca, 786,0 hm^3/año superficiales y 137 hm^3/año subterráneos, y la reutilización de prácticamente todos los retornos (137,6 hm^3/año de abastecimiento y 121,0 hm^3/año de regadío).

Para ayudar al suministro de las demandas, la DHS cuenta con dos trasvases (Tajo y Negratín) y con varias desaladoras. El caudal medio que ha proporcionado el trasvase desde el Tajo durante

toda su explotación es de 337,0 hm^3/año y el del Negratín, que sirve para satisfacer regadíos en Almería que están fuera de la DHS pero que también reciben caudales desde la misma, es de 17 hm^3/año. Las desaladoras, pese a tener una capacidad de desalación en torno a los 176 hm^3/año, solamente han llegado a proporcionar 81 hm^3/año.

El balance entre recursos y demandas de la DHS (Tabla 12) refleja un déficit anual de más de 230,0 hm^3/año que se compensa mediante una fuerte sobreexplotación de los acuíferos y con déficits en las demandas, principalmente en los regadíos.

Tabla 12. Balance entre demandas y recursos de la DHS.

Balance demandas-recursos de la DHS (hm^3/año)			
Demanda	Requerimientos ambientales	Q ecológico	0,0
		Zonas húmedas	33,2
	Demandas de las actividades económicas	Abastecimiento	242,1
		Campos de golf	7,4
		Industrial	10,9
		Regadío	1.552,0
		Ganadería	9,1
		TOTAL	1.854,7
Recursos	Recursos naturales	Superficiales	786,0
		Subterráneos	137,0
	Reutilización	Retorno Abastecimiento	137,6
		Retorno de Regadío	121,0
	Recursos no convencionales	Trasvase desde el Tajo	337,0
		Trasvase desde el Negratín	17,0
		Desalación	81,0
		TOTAL	1.616,6
		DEFICIT	238,1

Fuente: elaboración propia en base a los datos del BPHCS de 2013 (CHS, 2013b).

5.2 Escenarios de cálculo

A continuación se describen los escenarios con los que se va a determinar la huella hídrica de la DHS utilizando las metodologías HHA_S y la HHT.

5.2.1 Escenario para la HHA_S

Para la DHS, se calculará la HHA_S para el año 2010, utilizando las 70 observaciones de disponibilidad de recursos hídricos del modelo SIMPA (1940-2010), asumiendo que la distribución de cultivos de la DHS es la de la clasificación Corine Land Cover (CLC) del año 2000. Con este cálculo se obtienen tres series de huellas hídricas: verde para la agricultura en secano, y verde y azul para la agricultura en regadío. El resultado será un conjunto de 70 valores en lugar de uno puntual, siendo posible calcular para cada huella hídrica: media, máximo, mínimo, mediana, y estimar su distribución de probabilidad (Tabla 14). Como se adelantó en el capítulo 4, la HHA_S se va a comparar con los resultados de aplicar la misma metodología a los tres escenarios climáticos propuestos por Aldaya & Llamas (2008) en la Demarcación Hidrográfica del Guadiana: años seco, húmedo y medio.

5.2.2 Escenarios para la HHT

Siguiendo las recomendaciones de la IPH, la CHS ha realizado varios balances del SRH de la DHS. En esta instrucción se propone realizar en primer lugar un balance del estado actual (2010) para así detectar deficiencias en la gestión, y posteriormente realizar otros dos escenarios más, uno a corto plazo para el año 2015, y otro a largo plazo para el año 2027, con el fin de comprobar el funcionamiento futuro del SRH (BOE, 2008).

En este trabajo se van a reproducir los escenarios de la IPH con el fin de calcular la huella hídrica que se está generando actualmente, y determinar cómo los futuros cambios propuestos por la CHS le van a afectar.

Asimismo, se han planteado otros escenarios de cálculo para ampliar el conocimiento sobre la huella hídrica en la DHS. Uno de ellos es el utilizado en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (PHCS) de 1998, que permite aproximar la evolución de este indicador durante un periodo de treinta años consecutivos (1998-2027). Además, se plantean otros escenarios cuyo objetivo es evaluar la influencia que han tenido sobre la huella hídrica de la DHS algunas actuaciones de la planificación hidrológica: el trasvase desde el Tajo, la desalación, la depuración y la reutilización.

En todos los escenarios planteados anteriormente se van a utilizar los mismos resultados del modelo SIMPA, que considera para el cálculo de la evapotranspiración la clasificación de los

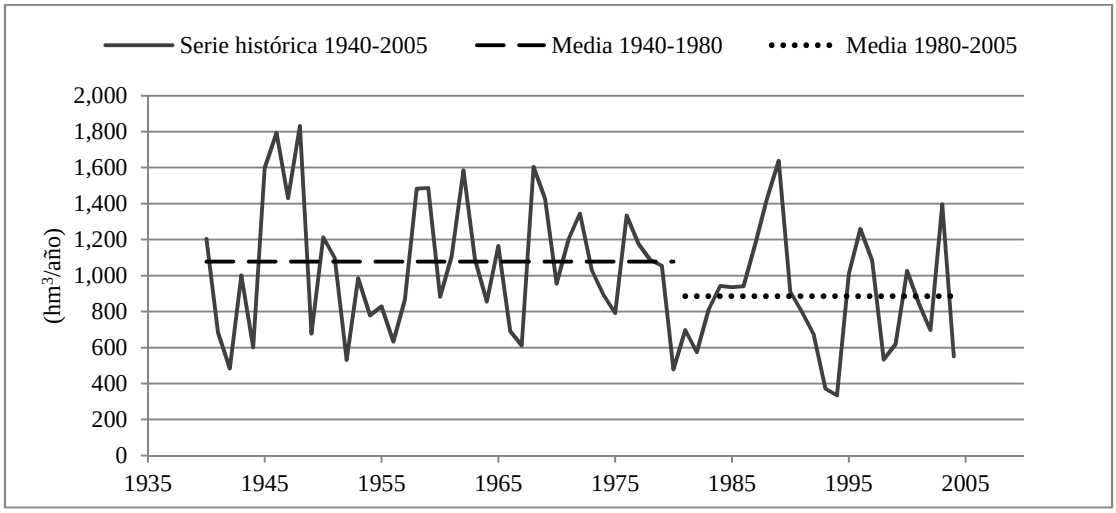
usos del suelo del CLC del año 2000 (*Kc*), asumiendo, por tanto, que no hay cambios en los usos del suelo de la Demarcación Hidrográfica del Segura.

5.2.2.1 Escenarios de la Instrucción de Planificación Hidrológica

La Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) (BOE, 2008) indica que para el desarrollo de los nuevos planes hidrológicos cada organismo de cuenca ha de realizar al menos tres escenarios para los balances entre demandas y recursos de su demarcación. En estos balances se tienen que caracterizar todas las variables del escenario en cuestión como son las demandas, los caudales ecológicos, las infraestructuras, etc., y utilizar como recursos hídricos las series históricas de caudales en régimen natural de los años hidrológicos 1940/41-2004/05. Esta serie termina en el año 2005 porque cuando se publicó la IPH en 2008 era la serie de caudales más larga disponible, sin embargo esta serie se ha ampliado hasta el año hidrológico 2009/10 (MAGRAMA, 2012), por lo que en este trabajo se han realizado los cálculos con los datos actualizados.

La serie anterior tiene un descenso brusco en su media a partir de 1980 debido a una reducción de los recursos hídricos en las demarcaciones españolas, sobre todo en las cuencas mediterráneas. Para evaluar la influencia de este descenso en los resultados de los balances, se recomienda para toda España realizar dos simulaciones para cada escenario: una utilizando toda la serie desde 1940 a 2005 denominada comúnmente “serie larga”, y otra empleando la serie desde 1980 a 2005, denominada “serie corta” (Figura 43). En este caso práctico estas series se modifican y se utiliza como “serie larga” desde 1940 a 2010 y como “serie corta” desde 1980 a 2010.

Figura 43. Serie histórica de recursos hídricos de la DHS.



Fuente: elaboración propia en base a los resultados del modelo SIMPA (MAGRAMA, 2012).

El cálculo de dos series para el mismo escenario sirve para mostrar la sensibilidad de la demarcación frente a posibles reducciones de los recursos hídricos. En este sentido, previendo que el cambio climático acentúe este descenso, la IPH también propone que para el escenario a largo plazo (2027) se reduzcan los recursos hídricos en los balances. Este efecto se introduce en las series de caudales aplicándoles un coeficiente de reducción que es diferente en cada demarcación (Tabla 13).

Tabla 13. Coeficientes de reducción de recursos hídricos por el cambio climático.

Demarcación hidrográfica	Porcentaje de disminución
Tajo	7%
Guadalquivir	8%
Segura	11%

Fuente: elaboración propia a partir de la IPH (BOE, 2008)

En resumen, la IPH indica que se deben realizar seis balances, dos para el estado actual (2010), dos a horizonte 2015 y otros dos a horizonte 2027. Las principales características de cada escenario son:

1- Estado actual: se analiza la situación actual tomando como referencia el año 2010. En el escenario se incluyen las demandas existentes consolidadas, es decir, las que se han suministrado en condiciones normales en los últimos años. Estos balances deben servir para identificar cuáles son las deficiencias actuales en la cuenca y plantear actuaciones para solucionarlas.
2- Escenario a 2015: el objetivo de este escenario es analizar la influencia que cambios a corto plazo, como pueden ser las variaciones en las demandas, producen en el sistema de explotación. Además, con los resultados obtenidos a partir de la simulación con la "serie corta" se asignan las reservas de agua para las demandas futuras.
3- Escenario a 2027: el objetivo de este escenario es evaluar el comportamiento de la cuenca a largo plazo, introduciendo las previsibles variaciones de la demanda futura, así como el descenso de recursos hídricos debido al cambio climático.

Realmente, el objetivo perseguido por la IPH a la hora de plantear estos balances no es tanto servir como apoyo a la hora de plantear soluciones que mejoren el funcionamiento del sistema, ya que esta función no se indica en la IPH de forma expresa, sino más bien analizar el comportamiento de la cuenca frente a variaciones de demanda y de recursos. En el caso de que una cuenca tenga problemas de escasez de agua, la IPH no indica de forma explícita que en el Plan Hidrológico de Cuenca se deban resolver estos problemas, sino que remite esta tarea a los planes de sequía (BOE, 2008; BOE, 2007c).

5.2.2.2 Otros escenarios

Aparte de los escenarios anteriores, en este trabajo se han planteado otros con el propósito de ampliar el conocimiento de la huella hídrica en la planificación hidrológica de la DHS. Estos escenarios se centran en la evolución del valor de la huella hídrica, en valorar la influencia que tienen sobre este indicador dos importantes fuentes alternativas de recursos, el trasvase desde el Tajo y la desalación, y en analizar la importancia de la depuración y reutilización sobre la huella hídrica gris.

Para conocer la evolución de la huella hídrica a lo largo del tiempo, además del estudio de los tres momentos históricos que indica la IPH, se ha planteado la siguiente pregunta ¿cuál hubiera sido la huella hídrica de la DHS si se hubiera calculado en el anterior proceso de planificación hidrológica de 1998? Para ello, se vuelve a recrear la simulación de la DHS utilizando el SRH que existía en el año 1998 y se emplean los datos del PHCS de ese mismo año.

En el año 1998, la serie histórica de caudales mensuales en régimen natural más larga que estaba disponible abarcaba desde 1940 a 1990. En este trabajo esta serie de 50 años que se utilizó en aquel momento para simular varios escenarios a futuro, se amplía hasta los 70 años disponibles, por lo que se utiliza la denominada “serie larga” desde 1940 a 2010. De este modo todas las simulaciones tienen los mismos caudales de entrada y en la comparación de los resultados se elimina la variación que se sería fruto de utilizar dos series distintas.

Por otro lado, para analizar la influencia que la desalación tiene sobre la huella hídrica, se han planteado los mismos tres escenarios de la IPH pero eliminando las desaladoras del modelo y empleando la “serie larga”, lo que proporciona un marco de referencia con el que comparar los resultados anteriores. Del mismo modo, con el fin de evaluar el trasvase Tajo-Segura, se vuelven a repetir los escenarios eliminando el trasvase y empleando de nuevo la “serie larga”.

Además de estos análisis, con el fin de evaluar la influencia de la depuración y la reutilización sobre la huella hídrica gris, se repiten dos veces más los mismos tres escenarios con la “serie larga”, uno sin tener en cuenta la depuración y otro sin la reutilización.

En resumen, tal y como se muestra en la Tabla 14, con la HHT se realizan 19 cálculos de la huella hídrica, a los que cabría añadir los 4 la HHA_S.

Tabla 14. Escenarios de la contabilidad de la huella hídrica.

Metodología	Escenarios	Red de flujo	Periodo de cálculo
HHT	Escenarios propuestos por la IPH	Estado actual (2010)	1940-2010
			1980-2010
		A corto plazo (2015)	1940-2010
			1980-2010
		A largo plazo (2027)	1940-2010
			1980-2010
	Escenario del PHCS de 1998	Sistema de Recursos Hídricos de 1998	1940-2010
	Escenarios de la IPH sin Desalación	Estado actual (2010)	1940-2010
		A corto plazo (2015)	
		A largo plazo (2027)	
	Escenarios de la IPH sin Trasvase Tajo-Segura	Estado actual (2010)	1940-2010
		A corto plazo (2015)	
		A largo plazo (2027)	
	Escenarios de la IPH sin Depuración	Estado actual (2010)	1940-2010
		A corto plazo (2015)	
		A largo plazo (2027)	
	Escenarios de la IPH sin Reutilización	Estado actual (2010)	1940-2010
		A corto plazo (2015)	
		A largo plazo (2027)	
HHA_S	-	-	- Año seco: 1997 - Año húmedo: 2001 - Año medio: 2005
		-	1940-2010

Fuente: elaboración propia.

Para realizar la contabilidad mediante la HHA_S, no es necesario ni construir ni simular una red de flujo, ya que esta se estructura sobre la clasificación de usos del suelo. Para la HHT se van a crear con OPTIGES tantas redes de flujo como escenarios se han definido, incorporando a cada uno de ellos la información más apropiada. Previamente a esta tarea, se va a exponer una revisión de toda la información relacionada con los SRH de la DHS con el fin de seleccionar aquella que se incorporará en cada escenario.

5.3 Sistemas de recursos hídricos de la DHS

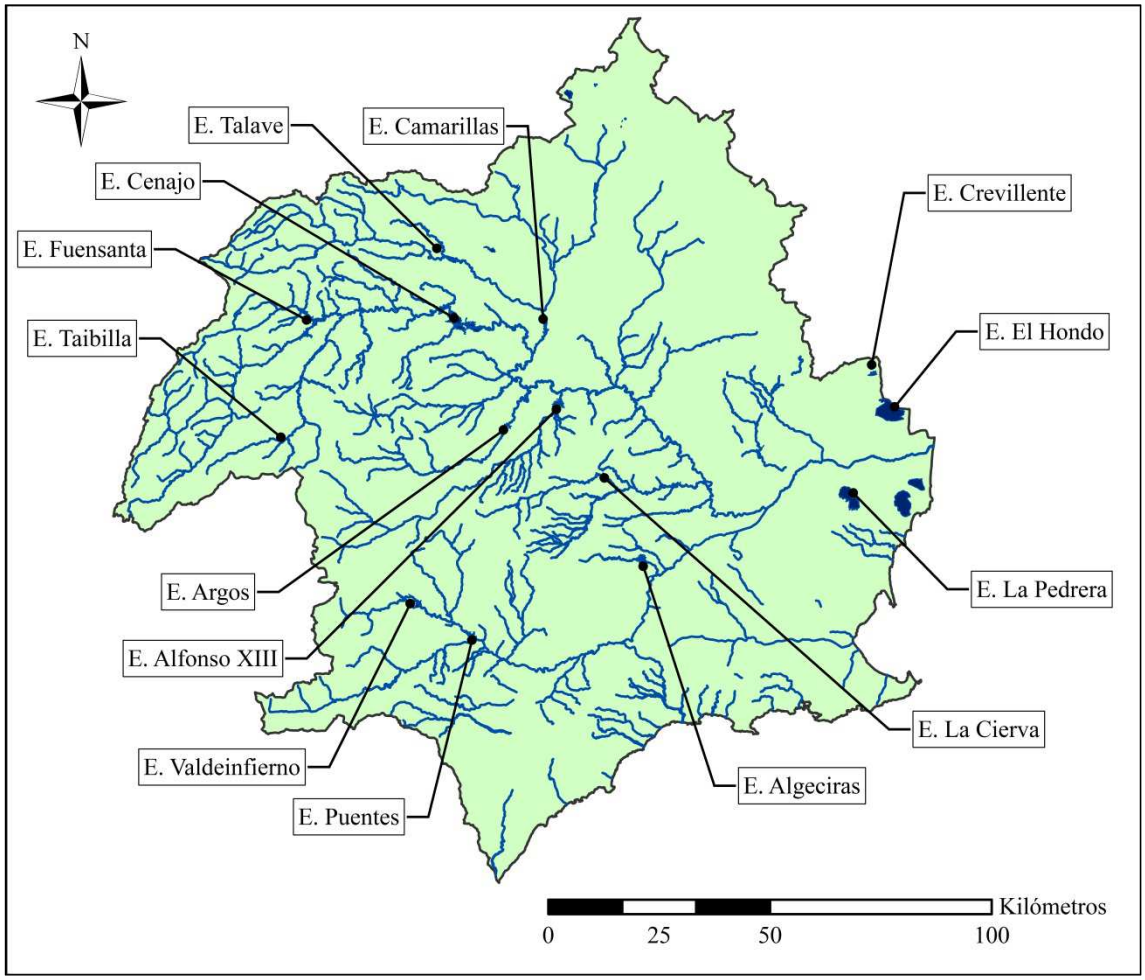
En este trabajo, tal y como se señaló en el capítulo 2, se define un sistema de recursos hídricos (SRH) como el conjunto de elementos que configura toda la red de explotación de recursos hídricos de una demarcación hidrográfica, y las relaciones o interacciones entre los mismos.

A continuación, para el caso práctico de la DHS, se describen los diferentes escenarios del SRH que se modelizarán posteriormente a través de la red de flujo de OPTIGES. La descripción se ha organizado por grupos de elementos de la red de flujo, especificando la información más relevante de cada uno de ellos: red de cauces y embalses (naturales y artificiales), recursos hídricos, requerimientos ambientales y usos y demandas.

5.3.1 Red de cauces, canalizaciones y embalses

La red de cauces naturales en la DHS está compuesta por el río Segura, sus afluentes y por un gran número ramblas que desembocan al Mar Mediterráneo y al Mar Menor (Figura 41). El río Segura, así como cada uno de sus afluentes, están regulados por uno o varios embalses (Figura 44) que en conjunto suman una capacidad de 1.140 hm^3, lo que caracteriza a esta demarcación como una de las más reguladas de España.

Figura 44. Embalses de la DHS.

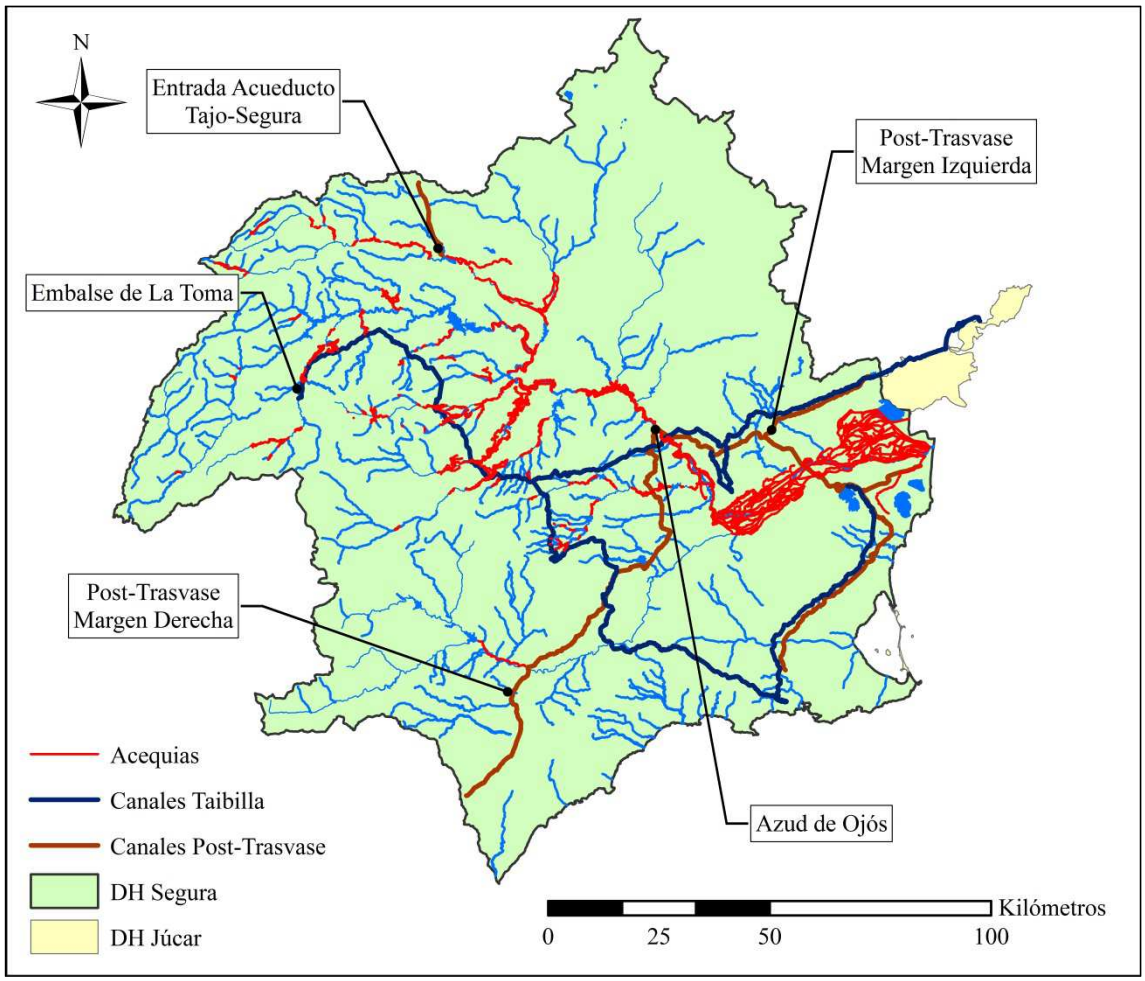


Fuente: elaboración propia.

Esta red de cauces naturales y de embalses se combina con una compleja y antigua red de acequias que se encuentran junto a los cauces fluviales más importantes (Morales-Gil, 2001), y

que ayuda a regular y distribuir los recursos hídricos generados dentro de la DHS. Además de esta red de acequias, existen tres importantes redes de conducciones artificiales anteriores a 1998, una de abastecimiento y dos de regadío, que se acoplan a la red natural para ayudar a distribuir los recursos de la cuenca hacia la mayoría de demandas de la DHS (Figura 45).

Figura 45. Canalizaciones artificiales en la DHS.



Fuente: elaboración propia.

La red de abastecimiento, que pertenece a la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT), comienza en el embalse de La Toma en el río Taibilla y alcanza los núcleos urbanos de Cartagena y Alicante, dando servicio a más del 90% de la población. Las dos redes de regadío son las encargadas de distribuir los caudales del trasvase del Tajo que llegan al embalse del Talave (Figura 44) hacia las zonas de regadío, denominadas en su conjunto como Post-Trasvase. El agua del Tajo circula por el río Segura y, desde el azud de Ojós, se deriva hacia la margen derecha e izquierda. La margen izquierda suministra agua a los regadíos de Alicante y el Campo de Cartagena, mientras que la margen derecha suministra al valle del Guadalentín y Almería. La regulación de estos caudales se realiza con tres importantes embalses ubicados en ramblas que apenas reciben aportaciones naturales, y por una laguna natural. Los caudales de la margen

izquierda se regulan desde los embalses de La Pedrera, Crevillente y la laguna del Hondo, mientras que en la margen derecha esta función la desempeña el embalse de Algeciras.

No está previsto que esta red de cauces y almacenamientos que lleva en funcionamiento desde 1998 se modifique sustancialmente ya que las únicas obras que contempla la CHS son reparaciones o modernizaciones de infraestructuras deterioradas. El único cambio previsto es la entrada en funcionamiento para el año 2015 del túnel que une el embalse del Talave con el del Cenajo. La red de flujo de los escenarios 2015 y 2027 que se van a crear contiene la red de cauces, canalizaciones, embalses y el citado túnel, el cual no se tiene en cuenta ni para el estado actual (2010) ni para el escenario de 1998. Las capacidades de transporte de caudales de los principales tramos de estas infraestructuras se detallan en el Anexo VIII.

5.3.2 Requerimientos ambientales

Como se ha indicado previamente, uno de los objetivos de la planificación hidrológica es conseguir el buen estado ecológico del dominio público hidráulico (BOE, 2001a), por lo que se tiene que prevenir el deterioro del estado de las aguas, y proteger y mejorar el medio ambiente acuático y los ecosistemas asociados. Para ello es imprescindible establecer unas condiciones hidráulicas mínimas en todas las masas de aguas para que éstas, por sí mismas, sean capaces de desarrollar sus funciones ecológicas en óptimas condiciones. Por tanto, para garantizar las condiciones hidráulicas se establecen regímenes de caudales ecológicos en los principales tramos fluviales de la cuenca, y se asignan volúmenes de agua para el mantenimiento de otros tipos de ecosistemas acuáticos, como son los humedales o los ecosistemas terrestres asociados con los recursos hídricos.

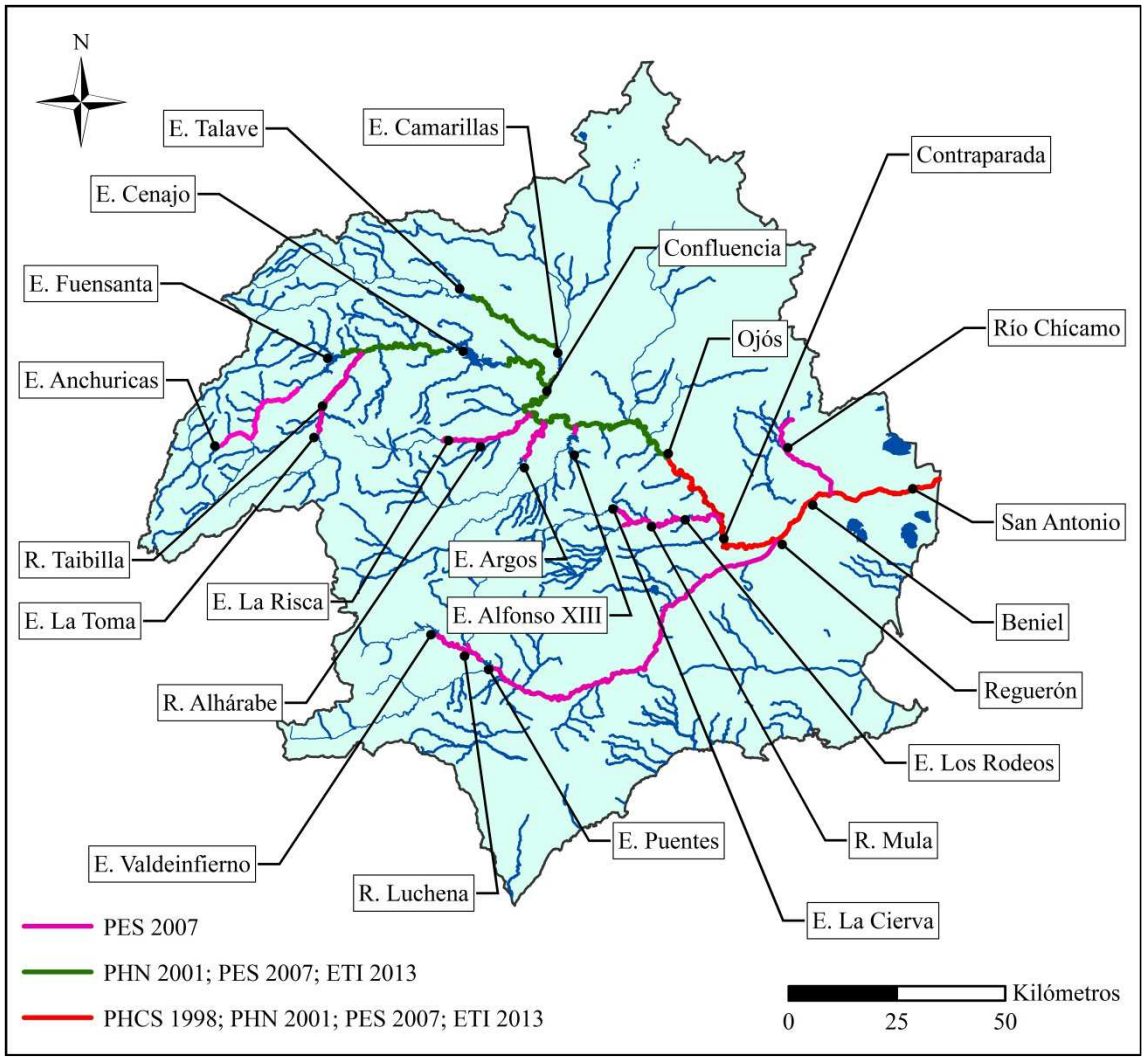
Aunque estos objetivos fueron introducidos explícitamente en la legislación Española tras la transposición de la Directiva Marco del Agua (CE, 2000) en la Ley de Aguas de 2001 (BOE, 2001a), ya se consideraban en el PHCS de 1998 (BOE, 1999a) unos "*caudales y volúmenes exigibles por razones medioambientales*", cuyo cumplimiento quedaba condicionado a la compatibilidad con los usos existentes. Este documento, que establecía un caudal mínimo en todos los cauces permanentes equivalente al 10% de la aportación media en régimen natural para toda la DHS, sólo indicaba explícitamente un caudal "de naturaleza medioambiental y sanitario" en los dos tramos más degradados del río Segura: un caudal de 3,0 m^3/s desde el azud de Ojós hasta el azud de la Contraparada y, desde este último hasta el azud de San Antonio un caudal de 4,0 m^3/s. A su vez, también se indicaba en este PHCS que se debía realizar un estudio con el fin de determinar que volumen de agua se debía destinar para el "*sostenimiento de las zonas húmedas*".

Poco después, en el Plan Hidrológico Nacional (PHN) (BOE, 2001b), aplicando el criterio del 10% equivalente de la aportación en régimen natural, se establecieron los primeros caudales

mínimos para la cuenca del Segura (Figura 46), manteniendo los fijados en el anterior PHCS de 3,0 y 4,0 m^3/s en los tramos finales del río Segura (Anexo II). Asimismo, en el PHN también se fijó en 50,0 hm^3/año la reserva necesaria para el sostenimiento de humedales, de los que se consumirían 30,0 hm^3/año.

Posteriormente, en el Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía (PES) en la DHS (CHS, 2007) se determinaron nuevos rangos de caudales ecológicos, denominados "*de mantenimiento*" para los tramos ya estudiados en el PHN y se calcularon por primera vez valores orientativos para los afluentes más importantes del río Segura: Moratalla o Alhárabe, Argos, Quípar, Mula, Guadalentín, Luchena, Chícamo y Taibilla (Figura 46) (Anexo II).

Figura 46. Caudales ecológicos PHCS de 1998, PHN de 2001 y PES de 2007.



Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2007, 2013a) y del MMA (2001).

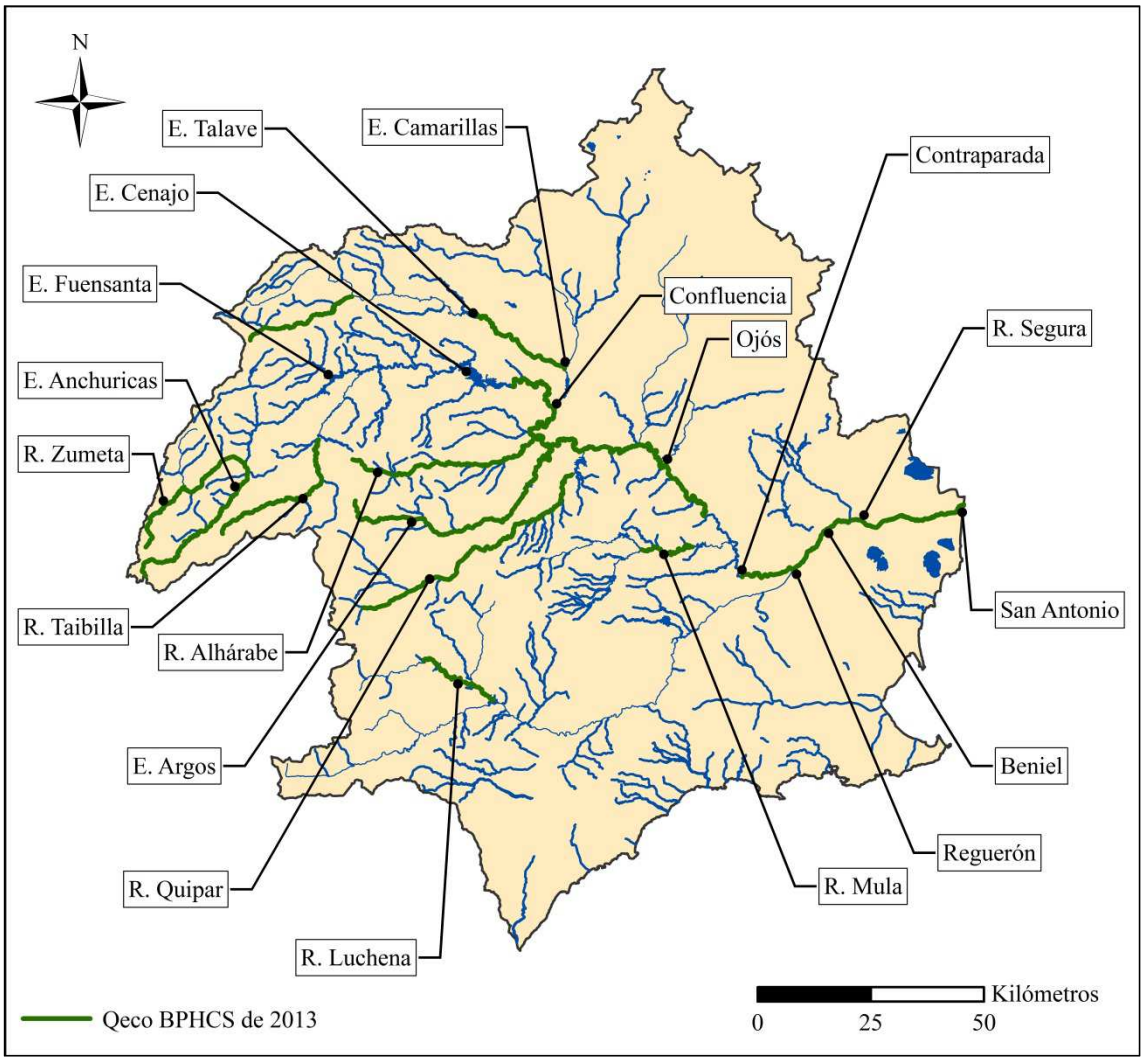
En el PES de 2007 también se describen pormenorizadamente cuales son las reservas necesarias para el sostenimiento de zonas húmedas y otros ecosistemas asociados con los recursos hídricos, como es el caso de los criptohumedales continentales. Asimismo, también se cuantifican los

volúmenes necesarios que necesitan los acuíferos costeros con el fin de protegerlos frente a la intrusión marina. Este amplio estudio especifica las necesidades hídricas de 154 humedales y de 57 unidades hidrogeológicas de la DHS. Para los humedales se establece que, 87 de ellos requieren una demanda de agua de 70,4 hm^3/año, de los que se consumen 18,9 hm^3/año, mientras que para 31 de las 57 unidades hidrogeológicas se establecieron unos requerimientos mínimos que en conjunto suman un volumen de 167,4 hm^3/año. Esta última valoración que se realiza para las aguas subterráneas es confusa y poco práctica, ya que se deberían haber definido las máximas extracciones permitidas en cada acuífero.

El siguiente documento oficial que hace referencia a los requerimientos ambientales de la DHS es el Esquema de Temas Importantes (CHS, 2013a), documento publicado en Abril de 2013 cuyo objetivo es establecer las bases del nuevo PHCS. No aporta nada nuevo y no tiene en cuenta el estudio realizado en el PES 2007, ya que establece los mismos caudales ecológicos y demanda ambiental que el PHN de 2001.

Por último, el Anejo 5 del Borrador del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (BPHCS) de Mayo de 2013 (CHS, 2013b) introduce una modificación sustancial respecto a los documentos predecesores en materia de requerimientos ambientales, ya que establece un régimen de caudales ecológicos para cada tramo fluvial en vez de un único caudal constante (Figura 47 y Anexo II). Además, vuelve a establecer caudales ecológicos en los afluentes, considera nuevos tramos fluviales y modifica la longitud de otros definidos previamente. No obstante, deja huecos en la red hidrológica principal aludiendo que los regímenes para estos tramos se fijarán en estudios posteriores. Entre las modificaciones más importantes que realiza cabe destacar que se han reducido significativamente los regímenes impuestos en los últimos tramos del río Segura respecto al PHCS de 1998: a partir de la Contraparada el caudal se reduce a la mitad y desde Beniel en un 75%. Por el contrario, el volumen de la demanda ambiental para el sostenimiento de humedales asciende a 33,2 hm^3/año respecto al valor del PHN y del PHCS de 1998.

Figura 47. Regímenes de caudales ecológicos del BPHCS de 2013.



Fuente: elaboración propia con datos de la CHS (2013b).

En esta revisión se observa que todavía queda mucho por avanzar en materia de requerimientos ambientales en esta demarcación. En un periodo de tiempo relativamente corto, en algunos tramos se han definido caudales ecológicos muy dispares, mientras que otros tramos ni siquiera se han estudiado. A esto hay que sumar que ningún documento contempla la posibilidad de fijar un caudal mínimo que alcance la desembocadura del río Segura.

Tras esta revisión se ha considerado oportuno utilizar en este trabajo, para los tres escenarios de la IPH, los valores definidos en el BPHCS de 2013, ya que son los que circularán por los tramos fluviales y los que se asignen a los humedales. En el escenario de 1998 se van a utilizar los datos Plan de Cuenca de dicho año.

5.3.3 Usos y demandas

Anteriormente se han descrito brevemente los principales usos de agua en la DHS: abastecimiento, industrial, regadío, ganadería, industrial para la obtención de energía eléctrica, acuicultura y uso recreativo.

Todas estas demandas se tienen que caracterizar por el volumen anual de agua demandado, la distribución mensual de la misma, la calidad del agua suministrada, el nivel de garantía, el volumen y calidad del retorno, y el orden de prioridad de suministro. Este último lo debe establecer el organismo de cuenca teniendo en cuenta que los caudales ecológicos y las demandas ambientales no tienen carácter de uso y deben considerarse como una restricción en los SRH, por lo que tienen la máxima prioridad (BOE, 2001a). Si bien en la Ley de Aguas se recomienda un orden de prioridad, en la DHS se ha establecido uno específico considerando exclusivamente las demandas que se introducen en la simulación del SRH:

1. Abastecimiento urbano
2. Demandas ambientales
3. Regadío tradicional
4. Otros regadíos
5. Demanda industrial no conectada
6. Demanda para el riego de los campos de golf

En este trabajo de investigación no se ha seguido el orden anterior dado que:

- Las demandas ambientales y los caudales ecológicos deben tener máxima prioridad.
- La demanda industrial no conectada suele autoabastecerse de aguas subterráneas o recibe suministros directos de la red de abastecimiento, por lo que suele tener más prioridad que las demandas de riego.
- Las demandas para riego de campos de golf reciben el suministro de retornos urbanos y de aguas subterráneas, por lo que tienen una prioridad similar a las demandas urbanas.

Introduciendo estos cambios en el orden de prioridad anterior, el que se va a seguir en la simulación de los SRH es el siguiente:

1. Demandas ambientales
2. Abastecimiento urbano
2. Demanda industrial no conectada
2. Demanda para el riego de los campos de golf
3. Regadío tradicional
4. Otros regadíos

Una vez definido el orden de prioridad se presentan las características de las demandas anteriores que se van a emplear en la simulación del SRH: volumen anual de agua demandado, la distribución mensual, el nivel de garantía y el volumen del retorno. El SSD que se utiliza para la simulación no tiene en cuenta la calidad del agua por lo que se asume que es adecuada para el suministro a las demandas.

5.3.3.1 Abastecimiento urbano

La IPH (BOE, 2008) denomina urbana a la demanda de abastecimiento y comprende los siguientes usos: doméstico de viviendas habituales, doméstico de segundas viviendas y la pequeña industria conectada a la red de abastecimiento de las poblaciones. En esta misma normativa, también se especifican los aspectos clave que se han de tener en cuenta a la hora de cuantificar esta demanda, tanto para calcular los suministros pasados como para efectuar previsiones futuras.

La cuantificación del volumen ya suministrado a cada población se lleva a cabo a partir de la facturación de las empresas gestoras junto con encuestas proporcionadas por los municipios, valor que se contrasta con las detracciones realizadas sobre el medio natural con el fin de comprobar la estimación realizada y determinar la eficacia de la red de distribución. Con los datos de suministros pasados se realizan las estimaciones de consumo futuras por municipio, aconsejándose tener también en cuenta los siguientes factores: proyecciones demográficas, las previsiones de construcción de viviendas diferenciando entre viviendas principales y secundarias, futuros hábitos de consumos y las previsiones de uso industrial conectado a la red municipal de abastecimiento. Una vez definido el consumo de cada municipio, los que comparten el mismo origen de suministro o cuyos vertidos se realicen en la misma zona se agrupan en unidades de demanda urbana (UDU).

Para el caso de la DHS, el organismo de cuenca establece la demanda actual con el volumen estimado por el ente público que gestiona el abastecimiento en prácticamente la totalidad de municipios de la DHS, la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT), y las encuestas proporcionadas por el resto de municipios no mancomunados. Con estos datos y con las detracciones de agua realizadas se calcula para cada municipio: la eficiencia de las redes de distribución, los consumos unitarios de las viviendas principales y secundarias, y el consumo industrial conectado a la red de abastecimiento. Con los valores obtenidos anteriormente y con las proyecciones tendenciales de población se estiman las demandas futuras de cada municipio (CHS, 2007; CHS, 2013b) y se agregan en unidades de demanda urbanas (UDU). Los dos criterios que sigue la CHS para crear las UDU son el origen de suministro y la zona geográfica.

Para el PHCS de 1998 se definieron 14 UDU cuya demanda conjunta alcanzaba 217 hm^3/año (Tabla 15). Estas mismas UDU se han seguido utilizando en toda la documentación técnica

posterior (CHS, 2007; CHS, 2013a) hasta la publicación del BPHCS (CHS, 2013b), en el que se modifica el nombre y estructura de algunas UDU. El cambio más significativo es la incorporación de la unidad de demanda urbana de la zona de Almería que es gestionada por la empresa pública GALASA.

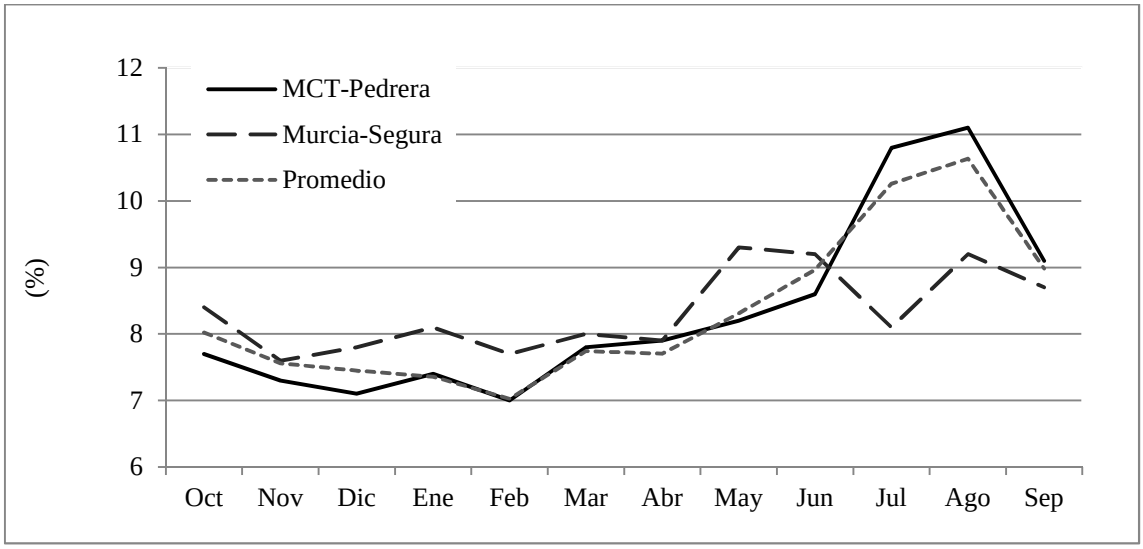
Tabla 15. Evolución de la demanda urbana de la DHS por UDU.

Volumen de las Unidades Demandas Urbanas en la DHS (hm^3/año)						
UDU	**Nombre**	**PHCS**	**Nombre**	**BPHCS**		
		1998		**2010**	**2015**	**2027**
1	MCT-Taibilla	48,0	MCT - Noroeste y Centro	19,0	19,0	22,6
2	MCT-Sierra	29,0	MCT - Vega Alta y otros	18,1	18,4	22,2
3	MCT-Campotejar	16,0	MCT - Municipio de Murcia y zona del Mar Menor	52,6	53,1	62,6
4	MCT-Torrealta	49,0	MCT - Alicante Segura	38,0	38,7	49,7
5	MCT-Pedrera	42,0	MCT - Alicante no Segura	43,1	42,3	43,8
6	MCT-Lorca	8,0	MCT - Zona de Lorca	11,3	11,3	14,6
7	Hellín	2,0	MCT - Mazarrón y Campo de Cartagena Sur	31,8	32,0	36,1
8	Cabecera del Segura	1,0	Altiplano	5,5	5,5	5,8
9	Cabecera del Mundo	3,0	Hellín	3,2	3,2	3,3
10	Cabecera del Guadalentín	3,0	Cabecera del Segura	2,3	2,1	1,2
11	Jumilla - Yecla	4,0	Cabecera del Mundo	4,7	4,4	2,3
12	Crevillente - Orihuela	2,0	Cabecera del Guadalentín	1,4	1,4	1,6
13	Murcia - Segura	8,0	Serral-Salinas	1,1	1,0	1,2
14	Sin Asignación	2,0	GALASA (Almería)	10,0	10,0	10,2
TOTAL		217,0		242,1	242,4	277,2

Fuente: elaboración propia a partir del PHCS (CHS, 1998) y del BPHCS (CHS, 2013b).

La distribución mensual (Figura 48) del volumen demandado por las UDU no es constante en el tiempo ya que en verano se produce un incremento del consumo de agua debido a dos causas: las elevadas temperaturas que se alcanzan en la DHS en esta estación y el turismo, el cual procede tanto de fuera como de dentro de la demarcación y que se concentra en la costa (MCT-Pedrera) y zonas rurales del interior. Esta variación es muy marcada en las UDU de las zonas costeras en los meses de verano, llegándose a duplicar el consumo de agua para estos meses.

Figura 48. Distribución mensual de la demanda urbana de la DHS.



Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Respecto a la garantía de estas demandas, se considera que el suministro es satisfactorio si el déficit de un mes no supera el 10% de la correspondiente demanda mensual y si, a su vez, en diez años consecutivos el déficit acumulado no supere el 8% de la demanda anual.

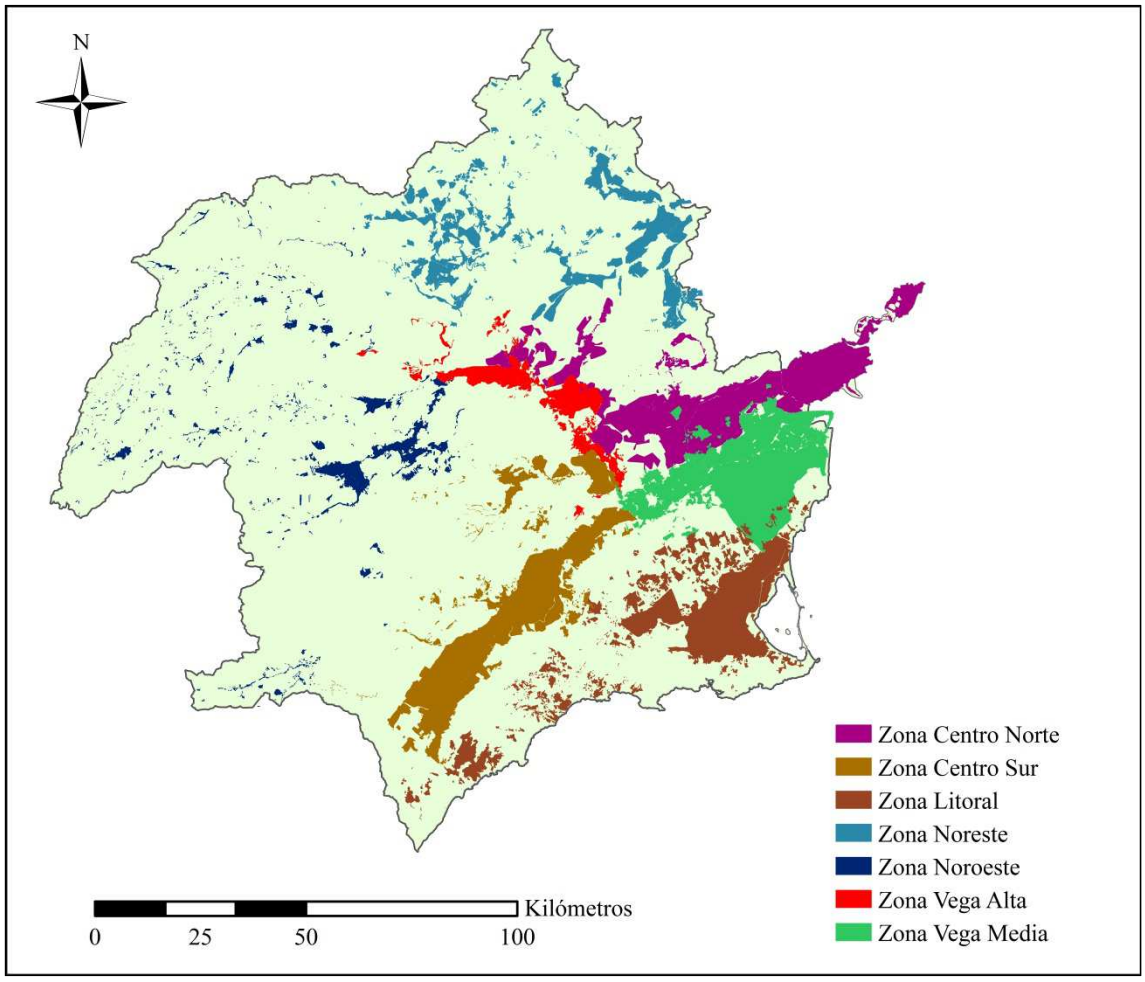
El volumen que retorna de estas demandas se presenta posteriormente en el punto de reutilización (Tabla 22) y, la calidad del mismo en el apartado dedicado a la información relacionada con el cálculo de la huella hídrica gris (Tabla 31 y Tabla 32).

5.3.3.2 Demanda agraria

La demanda agraria comprende el agua requerida para todos los usos agrícolas, forestales y ganaderos, siendo predominante el uso en regadío. En la DHS casi el 99% del agua que se utiliza en el sector agrario se dedica al regadío, por lo que en el PHCS de 1998 no se estimaba ni el volumen dedicado a la ganadería ni al uso forestal y se incluían dentro del regadío. En documentos técnicos posteriores (CHS, 2007; CHS, 2013a) si se ha estimado el volumen dedicado a la ganadería pero no se tiene en cuenta en los balances entre recursos y demandas por su escasa cuantía. Mientras, el uso forestal nunca se ha evaluado y se considera despreciable frente a la ganadería y al regadío, pudiéndose concluir que la demanda agraria de la DHS se compone únicamente en dos usos: regadío y ganadería.

Las superficies de cultivos en regadío de la CHS se agregan en unidades de demanda agraria (UDA) siguiendo tres criterios: origen del recurso, zona geográfica y/o pertenecer a un mismo plan de regadíos. En el PHCS la DHS establece 64 UDA distribuidas en 7 zonas climáticas (Figura 49).

Figura 49. Regadíos de la DHS por zonas climáticas.



Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

A diferencia de la demanda urbana, la demanda de agua por el regadío se ha mantenido prácticamente estable en la DHS (BOE, 1999a; BOE, 2001b; BOE, 2005) ya que no se ha hecho ninguna modificación de las concesiones de regadío. No obstante, desde el PHCS de 1998 que establecía la superficie neta[3] de regadío en la demarcación en 253.001 hectáreas, se han realizado nuevas estimaciones de la superficie regable con el fin de evaluar los cambios en los usos del suelo. En el año 2004 la superficie neta disminuyó hasta 251.121 hectáreas, y en el año 2005 hasta las 244.794 hectáreas. Este descenso de superficie sumado a la modernización de regadíos acometida por algunas comunidades de regantes supuso una disminución real de la demanda valorada en 113 hm^3 (CHS, 2007).

[3] La superficie neta representa la superficie que realmente se está regando. Se calcula descontando a la superficie bruta las zonas improductivas, como son los caminos y zonas forestales, y considerando las rotaciones de cultivos y los periodos de barbecho.

Tabla 16. Agregación de UDA por zonas climáticas.

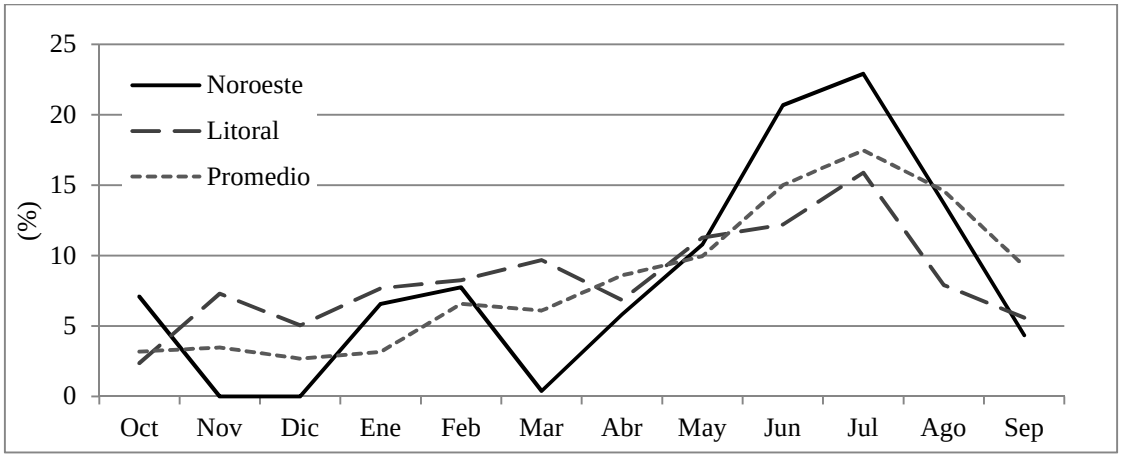
Zona Climática	Volumen anual demandado (hm^3/año)			
	1998	**2012**	**2015**	**2027**
Vega Alta	161,9	74,4	72,2	72,2
Vega Media	338,1	383,6	369,3	369,3
Centro Norte	287,6	205,5	202,9	202,9
Centro Sur	323,9	271,6	270,9	270,9
Litoral	303,6	368,2	368,2	368,2
Noroeste	123,0	101,6	99,9	99,9
Noreste	123,9	147,2	146,1	149,5
Total	1.662,0	1.552,0	1.529,5	1.532,9

Fuente: elaboración propia a partir de datos del PHCS (CHS, 1998) y del BPHCS (CHS, 2013b).

En el BPHCS se recogen las variaciones en la demanda de regadío que son, esencialmente, un pequeño aumento de la superficie neta de regadío y una modificación en la estructura y número de las UDA, que de 64 pasan a ser 65 (Anexo III). Este aumento se debe a la incorporación de regadíos consolidados de otras demarcaciones (Júcar y Cuencas Mediterráneas Andaluzas) al SRH de la DHS. Ahora bien, este aumento de la superficie no supone un aumento en la demanda de agua, ya que se compensa por la modernización de regadíos que se ha ido realizando en los últimos años.

Para la situación actual la superficie neta es de 261.745 ha con una demanda anual de 1.552,0 hm^3. En el escenario 2015 la superficie se mantiene constante pero desciende la demanda anual de agua a 1.529,5 hm^3 y, para 2027 se prevé un pequeño aumento de la superficie de regadío en la Hellín (UDA 10), que hace aumentar la superficie neta hasta las 262.345 ha y la demanda anual hasta 1.532,9 hm^3 (Tabla 16).

Figura 50. Distribución mensual de la demanda agrícola en la DHS.



Fuente: elaboración propia

La estacionalidad de la demanda agraria (Figura 50) es mucho más marcada que la urbana y depende de la climatología, del tipo de cultivo y de la explotación agrícola. En la DHS el regadío en las zonas de interior y de montaña es nulo en invierno y máximo en los meses de verano, siendo las demandas ubicadas en el Noroeste y Noreste un claro ejemplo de esta variación temporal. Sin embargo, en las zonas donde proliferan los invernaderos o los cultivos de invierno, como son la Vega Media y Baja de los principales ríos y la zona Litoral, el consumo de agua es más estable durante todo el año.

En segundo lugar la ganadería se estima por primera vez en el ETI de 2013 a partir de estadísticas del INE del año 1999, cuantificándose en 8 hm^3/año para el año 2010 y en 11 hm^3/año para 2015. Estos valores se han revisado en el BPHCS de 2013 y se han establecido nuevos valores en torno a los 9 hm^3/año para los escenarios de la IPH (2010, 2015 y 2027), que se van a emplear en este trabajo (Tabla 17). Mientras que para el escenario de 1998 se va a utilizar el valor del INE de 1999 de 8 hm^3/año.

Tabla 17. Demanda de la ganadería en la DHS.

	1998	**2010**	**2015**	**2027**
Demanda Total (hm^3/año)	8,0	9,1	9,2	9,3

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Como la ganadería representa actualmente sólo el 0,5% del total demandado y no se conoce su distribución en el espacio se incorpora en el SSD creado con OPTIGES dentro de las demandas de regadío, repartiéndose de forma proporcional al volumen demandado por cada una de ellas.

Para ambas demandas, tal y como indica la IPH, se establece como nivel de garantía mínimo que se cumpla el criterio UTAH descrito anteriormente.

5.3.3.3 Demanda industrial

Esta demanda corresponde al uso industrial que no se satisface desde la propia red de distribución de abastecimiento de los municipios y que no se incluye en la misma. Generalmente, estos usos industriales obtienen el agua a partir de un suministro directo y de extracciones subterráneas.

En la DHS, en el año 1998 se estima esta demanda en 19,0 hm^3/año que se satisfacen con suministros directos de la MCT y por captaciones subterráneas. Asimismo, se desglosa en ocho unidades de demanda industrial (UDI), que la CHS agrega tomando como criterio la zona geográfica y el origen del recurso (PHCS, 1998).

Actualmente, en el BPCHS esta demanda se cifra en 10,9 hm^3/año y se ha cambiado el número de UDI, desapareciendo la número 8 ubicada en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Tabla

18). Las previsiones futuras muestran un ligero aumento hasta los 11,5 hm^3/año para el año 2015 y para el año 2027 se espera que se alcance un volumen de 19,9 hm^3/año (CHS, 2013b).

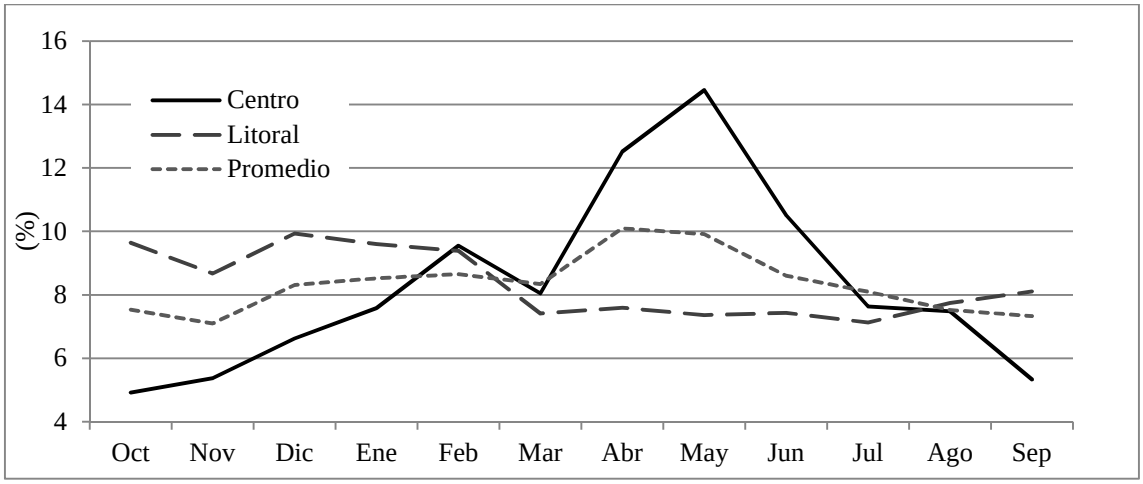
Tabla 18. Evolución de la demanda industrial no conectada de la DHS por UDI.

Volumen de las Unidades Demandas Industrial en la DHS (hm^3/año)						
UDI	**Nombre**	**PHS**	**Nombre**	**BPHCS**		
		1998		**2010**	**2015**	**2027**
1	Guadalentín	0,6	Guadalentín	0,0	0,0	0,5
2	Cabecera	1,5	Cabecera	1,0	1,0	1,4
3	Centro	1,3	Centro	3,3	3,5	5,9
4	Murcia	1,1	Murcia	2,4	2,5	5,5
5	Alicante-Segura	2,9	Alicante-Segura	2,4	2,5	3,0
6	Litoral	3,7	Litoral	0,2	0,4	2,0
7	Directa MCT	1,2	Directa MCT	1,6	1,6	1,6
8	Alicante-Júcar	6,7				
TOTAL		19,0		10,9	11,5	19,9

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998, 2013b).

En el BPHCS no se especifica la distribución mensual de las UDI, por lo que se ha asumido que son las mimas que las del anterior PHCS (Figura 51). A pesar de que los procesos industriales generalmente tienen un funcionamiento continuo, las distribuciones mensuales de las UDI en la DHS sufren variaciones mensuales en los consumos de agua. Esto se debe a la importancia del sector agroalimentario, ya que está condicionado al momento de recolección de las cosechas. Este efecto se ve claramente en la UDI denominada Centro, donde predominan los cultivos de frutales que suelen tener una cosecha al añoFigura 51.

Figura 51. Distribución mensual de la demanda industrial en la DHS.



Fuente: elaboración propia en base a CHS (1998).

En la IPH se recomienda utilizar en las demandas industriales el mismo criterio de garantía y coeficiente de retorno que en las urbanas. Dada similitud, unida al hecho de que se ha

establecido un orden de prioridad de suministro parecido, las UDI se van a incorporar a las UDU en la simulación del SRH con el SSD.

5.3.3.4 Otros usos

Dentro de este grupo se encuentran las demandas que tienen menos relevancia dentro de la DHS en términos cuantitativos: industrial para la producción de energía eléctrica, regadío de los campos de golf, acuicultura y usos recreativos.

En la DHS se produce energía eléctrica de tres formas diferentes: hidroeléctrica, térmica y termosolar. La CHS considera que la hidroeléctrica no realiza ningún consumo de agua, ya que el volumen detraído está supeditado a las necesidades del resto de demandas y que devuelve al SRH todo el caudal que turbina. Por otro lado, la térmica se obtiene de cuatro centrales situadas en el Valle de Escombreras y refrigeradas con agua de mar (14 hm^3/año), por lo que su explotación no afecta a los recursos hídricos. Por último, la CHS estima un consumo futuro de 2.5 hm^3 al año por parte de las centrales termosolares que están en fase de pruebas o en tramitación. Por lo tanto, dado que de momento no se está realizando ningún consumo significativo de agua dulce para la obtención de energía eléctrica, no se va a tener en cuenta a la hora de recrear los escenarios del SRH con el SSD.

Respecto a la acuicultura, solamente existe una concesión de 9 hm^3/año en el río Mundo que ya se consideraba en el PHCS de 1998 y en el BPHCS de 2013 se mantiene su explotación. Es una demanda no consuntiva dado que todo el caudal derivado vuelve de nuevo al cauce fluvial y, como apenas afecta al río, no se incluye en las simulaciones del SRH.

La demanda de los campos de golf en el PHCS de 1998 es de 4 hm^3/año, pero no especificaba ni su número ni su ubicación, mientras que en el BPCHS sí que se detalla el número y se crean unas nuevas unidades de demanda para el riego de los mismos (Tabla 19), denominadas unidades de demanda de riego de golf (UDRG).

Tabla 19. Evolución de la demanda de los campos de golf de la DHS por UDRG.

Volumen de las Unidades Demandas de Riego de campos de Golf en la DHS (hm^3/año)					
UDRG	**Nombre**	**PHCS**	**BPHCS**		
		1998*	**2010**	**2015**	**2027**
1	Alicante (Segura)	0,6	1,2	2,4	3,8
2	Almería (Segura)	0,3	0,5	0,5	0,8
3	Altiplano	0,0	0,0	0,0	0,7
4	Cartagena y F. Álamo	1,1	2,0	2,0	3,2
5	Hellín	0,0	0,0	0,0	0,4
6	Mazarrón	0,2	0,3	0,3	0,5
7	Murcia y Mar Menor	1,6	3,0	5,0	7,4
8	Vega Alta Murcia	0,2	0,4	0,4	1,1
9	Zona Centro	0,0	0,0	0,4	1,0
10	Zona de Lorca	0,0	0,0	0,4	1,8
TOTAL		4,0	7,4	11,4	20,7

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013).

(*) La distribución de los 4 hm^3 de 1998 ha sido estimada asumiendo una distribución proporcional a la de 2010.

Como la demanda de golf suele estar ligada a la urbana del sector turístico y se le ha asignado la misma prioridad que las demandas industriales y urbanas, se van a modelizar junto con las UDU y las UDI siguiendo un criterio de proximidad geográfica (Anexo IV), por lo que se asume el mismo criterio de garantía.

5.3.4 Recursos hídricos

En la DHS los recursos hídricos superficiales no son suficientes para satisfacer todas las demandas anteriores, hecho que ha promovido una búsqueda continua de otros recursos (Grindlay et al., 2009), como son el uso intensivo de las aguas subterráneas, la reutilización de los retornos, el uso de agua procedente de otras cuencas y la construcción de varias desaladoras.

5.3.4.1 Recursos superficiales

Los recursos superficiales de la DHS son 873 hm^3/año, y proceden en su mayoría de la cuenca del río Segura. El 74% de estos recursos (644 hm^3/año) se genera antes de la confluencia del río Segura con el río Mundo, y son gestionados utilizando cuatro embalses: Fuensanta y Cenajo en el río Segura, y Talave y Camarillas en el río Mundo (Figura 44).

En los afluentes de la margen derecha del río Segura los recursos alcanzan un volumen medio anual de 142 hm^3/año, que representa el 16% del total de los recursos superficiales. Estos afluentes se encuentran regulados con el fin de aprovechar sus recursos en las mismas cuencas donde se han generado, y el grado de utilización de los mismos es tal que, excepto en episodios extraordinarios de avenida, el caudal que alcanza el río Segura es prácticamente nulo.

El resto de los recursos superficiales generados en la cuenca del río Segura son 73 hm^3/año al año, lo que representa el 8% del total de la cuenca. Estos recursos no se encuentran regulados por ninguna infraestructura, y cuando se generan la única opción de aprovecharlos es utilizarlos directamente por los regantes de las vegas de los ríos Segura y Guadalentín.

Finalmente, en las cuencas que no están conectadas hidrológicamente con la cuenca del río Segura, que son las costeras y una zona del altiplano, se producen 14 hm^3/año que suele ser fruto de fuertes eventos tormentosos, por lo que difícilmente pueden ser regulados y el porcentaje que se aprovecha directamente es muy bajo.

5.3.4.2 Recursos subterráneos

La CHS estima la recarga de los acuíferos de la DHS en 681 hm^3/año, diferenciando entre la parte correspondiente a los acuíferos de la propia cuenca del río Segura y la que se produce en los acuíferos de las cuencas costeras (Tabla 20). Esta recarga se produce por tres mecanismos: infiltración-percolación de lluvia, entradas desde otras demarcaciones hidrográficas con las que se comparten acuíferos y retornos de riego.

Dentro de la cuenca del río Segura, el 77% de la recarga aflora a la superficie procedente de los acuíferos que están conectados hidráulicamente con la red fluvial, por lo que sólo 133 hm^3/año de los 577 hm^3/año se pueden considerar realmente como recursos subterráneos renovables.

En las zonas costeras la recarga es de 114 hm^3/año y se debe a la infiltración-percolación de parte de la lluvia y a los retornos de regadío. De ese volumen, la CHS estima que son necesarios 7 hm^3/año para evitar la intrusión salina, por lo que los recursos subterráneos disponibles son 107 hm^3/año.

Tabla 20. Recursos subterráneos de la DHS.

	Origen de la recarga de los acuíferos (hm^3/año)			
	Lluvia	Retorno regadío	Cuencas cedentes	Total
Río Segura	495	65	17	577
Cuencas costeras	93	21	-	114
Total en la DHS	588	86	17	681

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

En definitiva, sumando los recursos renovables de la cuenca del Segura y de las zonas costeras, los recursos subterráneos totales renovables en la DHS son 240 hm^3/año (CHS, 2013b).

5.3.4.3 Trasvases

El sistema de explotación de la demarcación del Segura cuenta con recursos hídricos procedentes de dos trasvases. El primero de ellos y más importante es el Acueducto Tajo–

Segura (ATS) que trae caudales desde la cabecera del río Tajo. El segundo trasvase se produce desde el embalse del Negratín que se encuentra en el río Guadiana Menor y que suministra agua hacia los regadíos de la cuenca del río Almanzora en Almería, que también reciben aportaciones desde el SRH del Segura. Este último trasvase conecta la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir con la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas y, aunque no realiza un aporte directo a la DHS, sí que se tiene en cuenta en la simulación del SRH, ya que dicha demanda recibe caudales desde el trasvase del Negratín y desde el Segura.

El ATS une la cabecera del río Tajo, en los embalses de Entrepeñas y Buendía, con la del Segura, en el embalse del Talave. Esta trasvase, que está regulado por la Ley 21/1971 (BOE, 1971), entró en funcionamiento en el año 1979 y el volumen máximo que se puede trasvasar por ley es de 600 hm^3/año. En su diseño tenía prevista una ampliación posterior hasta los 1.000 hm^3/año que no se ha llevado a cabo por falta de recursos en la cabecera del Tajo. Con los 600 hm^3/año se atienden demandas urbanas y de regadío en el sistema de explotación del Segura y se reparte de la siguiente forma: 400 hm^3 para regadío, 140 hm^3 para abastecimiento y 60 hm^3 en pérdidas de la infraestructura. Asimismo, desde esta infraestructura también se derivan 50 hm^3 para la Demarcación Hidrográfica del Guadiana, 30 hm^3 para abastecimiento y 20 hm^3 para las Tablas de Daimiel (Berzas et al., 2000).

La regulación del ATS se hace desde los embalses de Entrepeñas y Buendía que están conectados entre sí a través de un canal y pueden almacenar entre ambos un volumen de 2.474 hm^3. La gestión del mismo se realiza con una regla de operación (MMA, 200b) que indica el volumen que puede ser trasvaso en función del volumen almacenado V, dando prioridad a las demandas de la cuenca cedente. La regla de operación contempla tres situaciones:

1- V < 240 hm^3: está prohibido realizar trasvases.
2- 240 hm^3 < V < valores de la Tabla 21: el volumen trasvasado se decide en Consejo de Ministros.
3- V > valores de la Tabla 21: el volumen trasvasado lo decide la Comisión Central de Explotación del Acueducto Tajo-Segura.

Tabla 21. Valores de la regla de operación del trasvase Tajo-Segura.

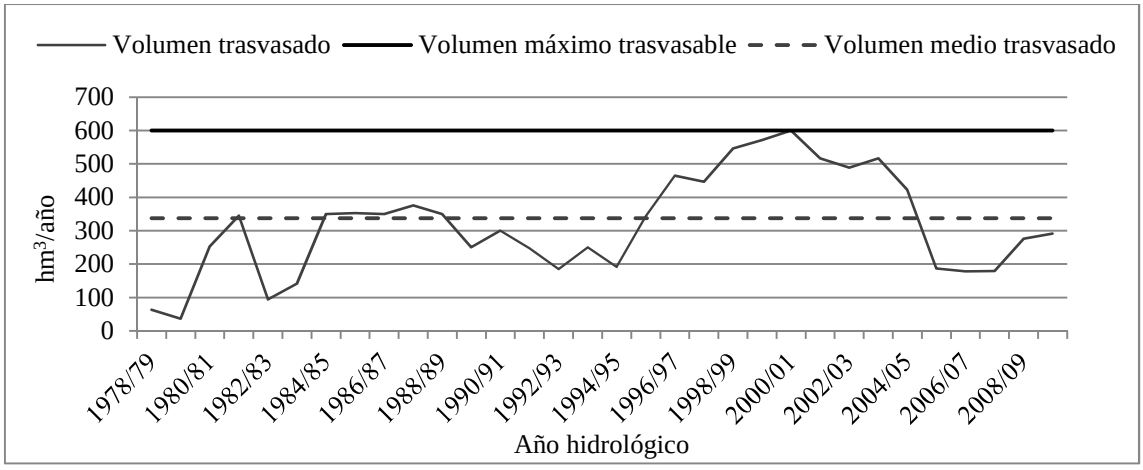
Mes	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Volumen (hm^3)	456	467	476	493	495	496	504	541	564	554	514	472

Fuente: elaboración propia a partir de datos del MMA (2000b).

Los volúmenes trasvasados en los últimos 34 años aplicando esta regla de operación (1979-2013) han sido inferiores a los establecidos inicialmente, unos 337 hm^3/año en lugar de los 600 hm^3/año previstos (Figura 52). Además, este volumen se puede ver reducido, ya que se ha aumentado el volumen mínimo almacenado en los embalses a partir del cual se prohíbe

cualquier trasvase de 240 hm^3 a 400 hm^3. Se prevé que esta cifra, que se establece en el Memorándum de entendimiento sobre el trasvase Tajo-Segura y que está recogida en la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental (BOE, 2013), se ratifique en el próximo PHN.

Figura 52. Volúmenes trasvasados a la DHS desde la cabecera del Tajo (1978/79-2009/10).



Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2014).

El trasvase desde el embalse del Negratín está operativo desde el año 2003 y fue autorizado por la Ley de 55/1999 (BOE, 1999b). Esta infraestructura aporta un volumen máximo de 50 hm^3/año para abastecimiento y regadío a la cuenca del río Almanzora, de los que 21 hm^3/año sirven para consolidar regadíos infradotados que reciben agua desde la DHS (UDA 69). Sin embargo, desde que entró en funcionamiento esta infraestructura ha trasvasado 29 hm^3/año de media (Junta de Andalucía, 2013) de los que 17 hm^3/año se estima que son los que recibe el SRH de la DHS.

El trasvase del Tajo-Segura se va a tener en cuenta en todos los escenarios de cálculo, ya que éste comenzó en 1979. Sin embargo, la explotación del trasvase del Negratín comenzó en el año 2003, por lo que no se va a considerar en el escenario de 1998.

5.3.4.4 Reutilización.

En cualquier demarcación hidrográfica la mayoría de las demandas no consumen todo el volumen de agua que se les ha suministrado y parte de éste vuelve al sistema de explotación. Si se dan las condiciones apropiadas este volumen es susceptible de volver a ser utilizado por otra demanda, como suele ocurrir con la reutilización de algunos retornos de abastecimiento en el regadío. El volumen reutilizado en una demarcación suele estar condicionado por:

- Restricciones legales: indican los usos o demandas a las que se les puede suministrar el agua procedente de un retorno, así como las condiciones de calidad que tiene que cumplir dicho volumen de agua para poder ser reutilizada.

- Volumen suministrado: la cantidad de agua que vuelve al sistema se estima como un porcentaje del total suministrado, así que cuanto mayor sea éste, mayor es el volumen de los retornos. Para el retorno urbano este porcentaje está en torno al 80% mientras que para el regadío es más variable, entre el 5% y el 20%, dependiendo del tipo de cultivo y del sistema de irrigación.
- Punto de vertido: para que un retorno pueda ser aprovechado se tiene que producir sobre un cauce aguas arriba de una toma o generar una recarga sobre un acuífero, no pudiéndose reutilizar aquellos que van al mar o a una rambla que desemboca en él.

En la legislación española se prohíbe suministrar agua para abastecimiento procedente de cualquier retorno urbano, aunque éste estuviera lo suficientemente depurado (BOE, 2001a), por lo que dada esta restricción, en el SRH sólo se contempla la reutilización en el regadío.

En los SRH que se van a crear posteriormente se consideran los retornos procedentes de demandas urbanas y de regadío cuyo vertido puede ser aprovechable y, que además, se produce dentro de los límites de la DHS. Es decir, no se van a tener en cuenta aquellos retornos que son vertidos al mar o fuera de la DHS, como son los de algunas demandas ubicadas en Almería o en Alicante. Asimismo, como se ha indicado previamente, los retornos de la ganadería y de los riegos de campos de golf tampoco se van a considerar al ser su volumen prácticamente nulo.

Considerando las particularidades anteriores de la DHS, se analizan los retornos dentro de la misma para los años 1998, 2010, 2015 y 2027, diferenciando entre urbanos y de regadío.

En el análisis de los retornos urbanos se compara el volumen requerido por las demandas urbanas con el que retorna de las mismas, obteniéndose el valor del coeficiente de retorno medio para esta demarcación y para cada escenario de estudio, resultando un valor inferior al 80% aconsejado por la IPH (Tabla 22).

Tabla 22. Retorno urbano dentro de la DHS.

Año	Demanda urbana dentro de la DHS (hm^3) (A)	Retorno urbano dentro de la DHS (hm^3) (B)	Coeficiente de retorno medio (%) (B/A)
1998	183,7	126,0	68,6%
2010	205,6	145,1	70,6%
2015	210,1	146,5	69,7%
2027	259,2	171,1	66,0%

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998; 2013).

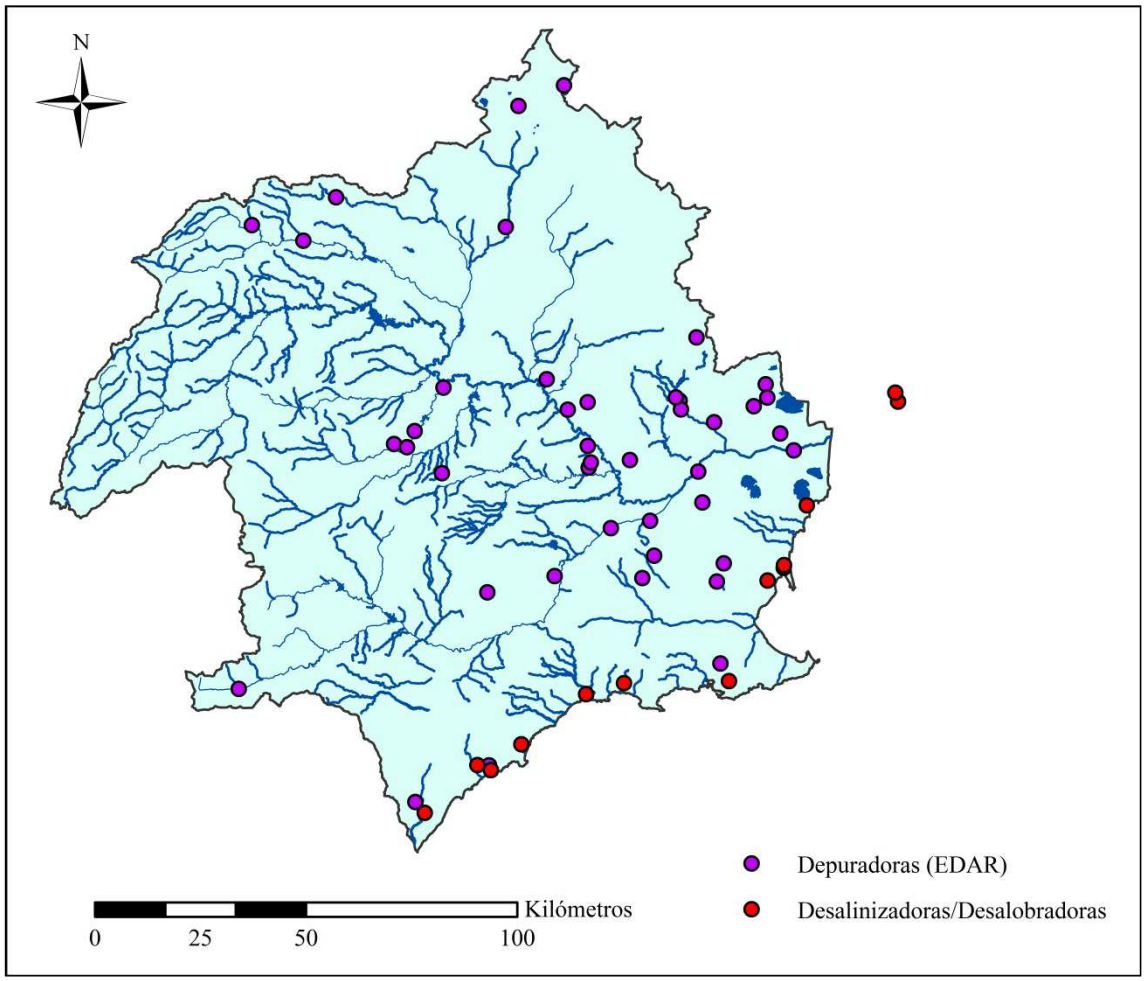
Una pequeña parte del volumen que retorna, en torno a un 1%, se produce de forma difusa y no es depurado, como son los vertidos en fosas sépticas o los que se realizan directamente sobre el terreno. El resto del retorno urbano se vierte de forma puntual y se trata previamente en depuradoras que están repartidas por toda la geografía de la DHS, las cuales se ubican cerca de las poblaciones más importantes y junto algún cauce en el que se realiza el vertido (Figura 53).

Una gran parte del volumen depurado se aprovecha directamente por algunas comunidades de regantes, mientras que el resto se vierte a cauces fluviales, a ramblas, o al mar. Los vertidos que se realizan en cauces ayudan a mantener el caudal ecológico, como es el caso de la depuradora de Murcia, que sirve además como recurso en demandas ubicadas aguas abajo del punto de vertido. Los vertidos en terrenos impermeables pueden crear humedales, como ocurre con el vertido de la depuradora de Mazarrón en la rambla de Las Moreras, mientras que si el terreno es permeable el vertido se convierte en una pequeña recarga hacia el acuífero. Asimismo, algunas depuradoras ubicadas cerca de la costa vierten los caudales directamente al mar, ya que la elevada salinidad que contiene el caudal depurado hace que éste no sea apto para su uso en regadío. Por lo tanto, los vertidos directos al mar y los que se realizan sobre terrenos impermeables hacen que la cantidad de agua reutilizada sea menor que el volumen de agua que se depura en la cuenca.

En este sentido, la CHS estima que para el estado actual (2010) todos los caudales que se han depurado en esta demarcación son 143,6 hm^3/año, teniendo en cuenta que se depura el 99% de los retornos urbanos dentro de la DHS. De este caudal, 82,6 hm^3/año se aprovechan de forma directa por comunidades de regantes y unos 55,0 hm^3/año de forma indirecta, siendo 6,0 hm^3/año los que se vierten al mar o a ramblas cercanas. De este modo, el volumen total susceptible de ser reutilizado en la propia DHS se reduce a 137,6 hm^3/año, valor que representa el 66,9% de la demanda urbana que se suministra dentro de los límites de la DHS, que es 205,6 hm^3/año.

El mismo balance anterior para el año 1998 muestra que de los 126,0 hm^3/año que retornan dentro de la DHS, 18 hm^3/año no pueden ser reutilizados, lo que indica que el porcentaje del volumen total que retorna que es susceptible de ser reutilizable es del 58,8% de la demanda urbana. Mientras, para los años 2015 y 2027 no se disponen de datos y ha sido necesario asumir que el coeficiente de reutilización (%) para el año 2010 permanece constante para los escenarios 2015 y 2027, a pesar de que para el escenario 2027 la CHS prevé un 66,0% de coeficiente de retorno, que es un poco inferior al porcentaje de reutilización (66,9%).

Figura 53. Principales depuradoras y desalinizadoras en la DHS y parte de Alicante.



Fuente: elaboración propia.

En las simulaciones del SRH con el modelo OPTIGES se va a utilizar como coeficiente de retorno en las demandas urbanas el de reutilización, ya que en este SSD toda el agua que retorna al sistema es susceptible de ser reutilizada. Por lo tanto, para el escenario de 1998 se emplea un coeficiente de retorno medio para todas las demandas de 58,8% y para el resto de escenarios es de 66,9% (Tabla 23).

Tabla 23. Retorno urbano dentro de la DHS que puede ser reutilizable.

Año	Demanda urbana dentro de la DHS (hm^3) (A)	Retorno urbano reutilizable dentro de la DHS (hm^3) (B)	Coeficiente de reutilización (%) (B/A)
1998	183,7	108,0	58,8%
2010	205,6	137,6	66,9%
2015	210,1	137,8	66,9%
2033	259,2	157,5	66,9%

Fuente: elaboración propia a partir de la CHS (1998; 2013b).

Para los regadíos, el volumen que retorna de los mismos lo establece la CHS en cada UDA. En la Tabla 24 se muestran los volúmenes esperados para los regadíos ubicados dentro de la DHS,

quedándose fuera de la simulación de los SRH los retornos de los regadíos de Almería y los ubicados dentro de la Demarcación Hidrográfica del Júcar.

Tabla 24. Retorno de regadío en la DHS.

Año	Demanda regadío total (hm^3)	Retorno total (hm^3)
1998	1662,0	132,9
2010	1552,0	110,0
2015	1529.5	97,9
2033	1532.9	98,2

Fuente: elaboración propia a partir de la CHS (1998; 2013b).

Una parte de estos retornos totales procedentes del regadío termina recargando los acuíferos, tal y como se ha mostrado en el apartado de recursos subterráneos, mientras que el resto vuelve al sistema como agua superficial a través de acequias o azarbes situados en las vegas de los principales tramos fluviales.

Si bien el concepto de reutilización surge conforme se han ido construyendo las depuradoras, en la DHS no debe considerarse como un aumento real de los recursos hídricos ya que, antes de su construcción ya se estaban utilizando prácticamente todos los recursos superficiales de la cuenca, incluyendo los retornos. Esto se deduce de las salidas al mar por parte del río Segura, que han sido prácticamente nulas en los últimos 35 años (CEH, 2012). Ahora bien, este recurso ha pasado a estar cuantificado, controlado y es de calidad, lo que ha permitido incluirlo como un recurso disponible en los balances de la demarcación.

5.3.4.5 Desalación

El trasvase desde el río Tajo y la reutilización no han solucionado la escasez "estructural"[4] de la DHS y, tras el intento fallido de obtener nuevos recursos hídricos para la cuenca a través de la construcción de un nuevo trasvase desde el río Ebro (BOE, 2001b), el único incremento real de recursos disponibles se ha producido a través de la desalación.

En el Plan Hidrológico de 2005 (BOE, 2005) se deroga el trasvase desde el Ebro y se impulsa la construcción de la mayoría de las desaladoras de la DHS con el fin de compensar los recursos de este trasvase aprobado en el anterior Plan Hidrológico de 2001 (BOE, 2001b). Además de las desaladoras que se encuentran en el listado de actuaciones prioritarias y urgentes en el PHN de 2005, que se enmarcan dentro del programa AGUA (Actuaciones para la Gestión y el Uso del Agua), también se han construido otras instalaciones de iniciativa privada o regional.

[4] Se dice que una demarcación hidrográfica tiene escasez estructural cuando el volumen requerido por las demandas consolidadas en la misma es superior a todos sus recursos hídricos naturales.

Actualmente, la capacidad de desalación de la DHS es de 176 hm^3/año (Tabla 25) y sirve para satisfacer las demandas urbanas y de regadío cercanas a la franja costera (Figura 53).

Tabla 25. Capacidad de desalación de la DHS y de parte de la DHJ.

	Capacidad de desalación para el estado actual 2010 (hm^3/año)			Capacidad de desalación para los escenarios 2015 y 2027 (hm^3/año)		
Desalinizadoras	Regadío	Urbana	Total	Regadío	Urbano	Total
Alicante I y II		45	45		45	45
San Pedro del Pinatar I y II		48	48		48	48
Valdelentisco	17		17	30	20	50
Águilas ACUAMED	34	2	36	48	12	60
Torrevieja (*)			0	40	40	80
El Mojón	2		2	2		2
C.R. Virgen de los Milagros	10		10	10		10
C.R. Marina de Cope	5		5	5		5
C.R. Águilas	4		4	4		4
Desalobradora Bajo Almanzora	7		7	7		7
Desaladora de Escombreras CARM		2	2		23	23
TOTALES	79	97	176	146	188	334

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Si bien el esfuerzo económico para su construcción ha sido considerable, entre 1.150 y 1.500 M€ (Lapuente, 2012), la mayoría de estas desaladoras no están funcionando a pleno rendimiento. Pese a esta infrautilización, en la demarcación se va a ampliar la capacidad máxima de desalación a 334 hm^3/año en el año 2015, volumen que se mantiene constante hasta el año 2027 (Tabla 25).

Sin embargo, los valores previstos de volumen realmente desalado por la CHS son muy inferiores a los mostrados en la tabla anterior, previendo que, para el año 2015 el conjunto de desaladoras funcione al 38% de su capacidad y para el año 2027 al 60% (Tabla 26).

Tabla 26. Desalación prevista por la CHS para los escenarios: 2010, 2015 y 2027.

	Volumen desalado previsto (hm^3/año)								
	Estado actual 2010			Escenario 2015			Escenario 2027		
Desalinizadoras	Reg.	Urb.	Total	Reg.	Urb.	Total	Reg.	Urb.	Total
Alicante I y II		13	13		13	13		14	14
San Pedro del Pinatar I y II		32	32		33	33		48	48
Valdelentisco	7		7	17	2	19	17	11	28
Águilas ACUAMED			0	34	1	35	48	9	57
Torrevieja			0			0		22	22
El Mojón	2		2	2		2	2		2
C.R. Virgen de los Milagros	10		10	10		10	10		10
C.R. Marina de Cope	5		5	5		5	5		5
C.R. Águilas	4		4	4		4	4		4
Desalobradora Bajo Almanzora	7		7	7		7	7		7
Desaladora de Escombreras CARM		1	1		1	1		1	1
TOTALES	35	46	81	79	50	129	93	105	198

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

En los SRH que se van a crear con el SSD se establece una capacidad máxima de desalación que se puede alcanzar o no en función de los recursos hídricos naturales disponibles, ya que las demandas suelen tener como primera opción el uso de los recursos superficiales y subterráneos.

Para el escenario de 1998 no se contemplan las desaladoras, mientras que para el escenario de 2010 la capacidad de desalación coincide con las previsiones de la CHS en el Borrador del Plan Hidrológico (CHS, 2013b) (Tabla 26). Sin embargo, para los escenarios de 2015 y 2027 no se va a restringir la capacidad de desalación y se va a utilizar la máxima de 334 hm^3/año (Tabla 25) y no los 129 y 198 hm^3/año que prevé la CHS que se utilicen.

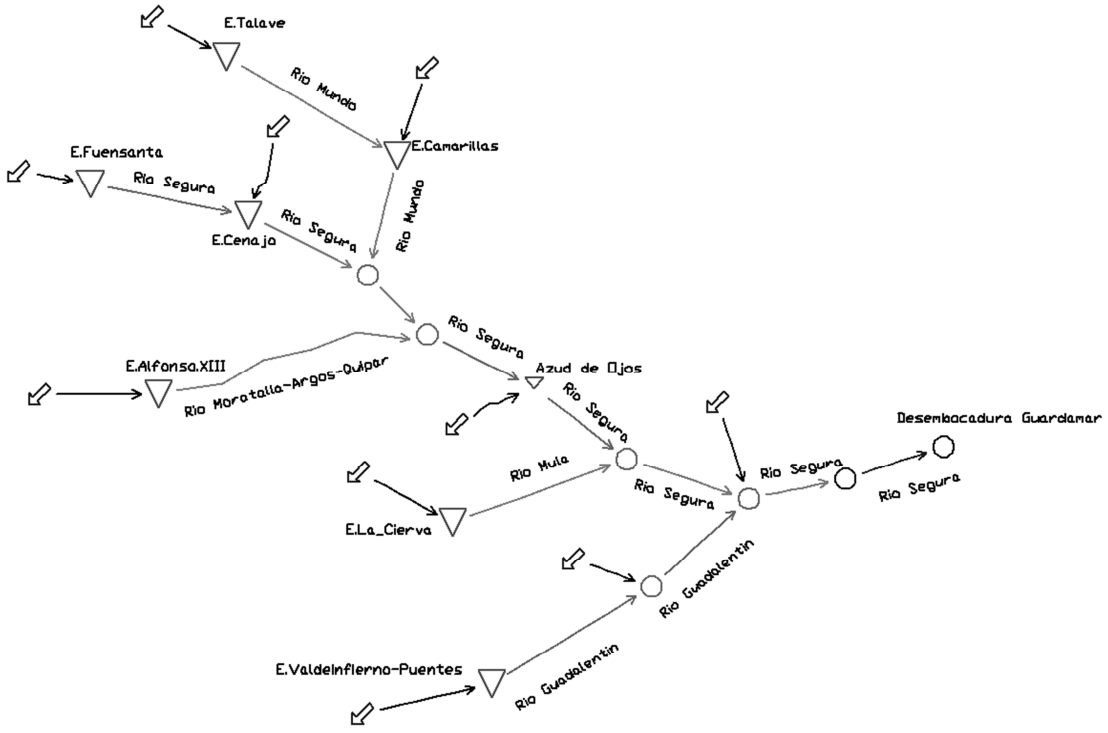
5.4 Creación de la red de flujo de la DHS con OPTIGES

Una vez descritos los elementos del sistema de recursos hídricos de la DHS para los escenarios, se presenta detalladamente cómo se crean las redes de flujo con el modelo OPTIGES presentado en el capítulo 2. En esta exposición se parte de la base de la red de flujo del estado actual (2010) de la DHS y, al final de este apartado, se especifican los cambios que se deben introducir sobre éste para crear el resto de escenarios.

5.4.1 Definición de la red fluvial y de los embalses

El primer paso a la hora de crear una red de flujo es definir la red de cauces naturales del sistema de explotación. Esta tarea se lleva a cabo con los elementos "Nudo", "Embalse" y "Conducción" del modelo OPTIGES, los cuales sirven para representar los tramos fluviales y embalses más importantes de la red de flujo.

Figura 54. Red de cauces naturales y embalses en el SSD.



Fuente: elaboración propia.

Para el caso de la DHS, la red fluvial se ha construido con los siguientes elementos (Figura 54):

- El río Segura, que es el cauce principal, se ha simulado desde el embalse de Fuensanta hasta su desembocadura y se han incluido los siguientes puntos singulares: el embalse del Cenajo, las confluencias con sus afluentes y el azud de Ojós.
- El río Mundo se ha modelado desde el embalse del Talave hasta su confluencia con el río Segura, incorporando en dicho tramo el embalse de Camarillas.

- Los afluentes Moratalla, Argos y Quipar se han agregado de forma que sólo se modela una conducción y un embalse, el cual reúne todas las características de los embalses ubicados en estos ríos (Argos y Alfonso XIII); es decir, la capacidad máxima es la suma de las capacidades máximas de los dos embalses, la curva batimétrica es una combinación de las curvas de ambos embalses, etc.
- El río Mula se ha estudiado de forma independiente porque la cuenca de este afluente, al contrario de las anteriores, recibe caudales procedentes del trasvase del Tajo. Se ha incluido en el modelo el embalse de regulación de La Cierva y el tramo fluvial que une este embalse con el río Segura.
- El río Guadalentín se ha modelizado con dos tramos fluviales y el embalse de Puentes en la cabecera. A este embalse se le han agregado las características del embalse de Valdeinfierno ubicado aguas arriba del embalse de Puentes.

El resto de cauces y embalses se han omitido por su pequeña relevancia dentro del sistema (Rambla del Judío, Río Taibilla, embalse contra avenidas de la propia Rambla del Judío) o porque su funciones quedan integradas en otros elementos, como es el caso del embalse del Taibilla cuya simulación queda asumida por los embalses del Fuensanta y Cenajo.

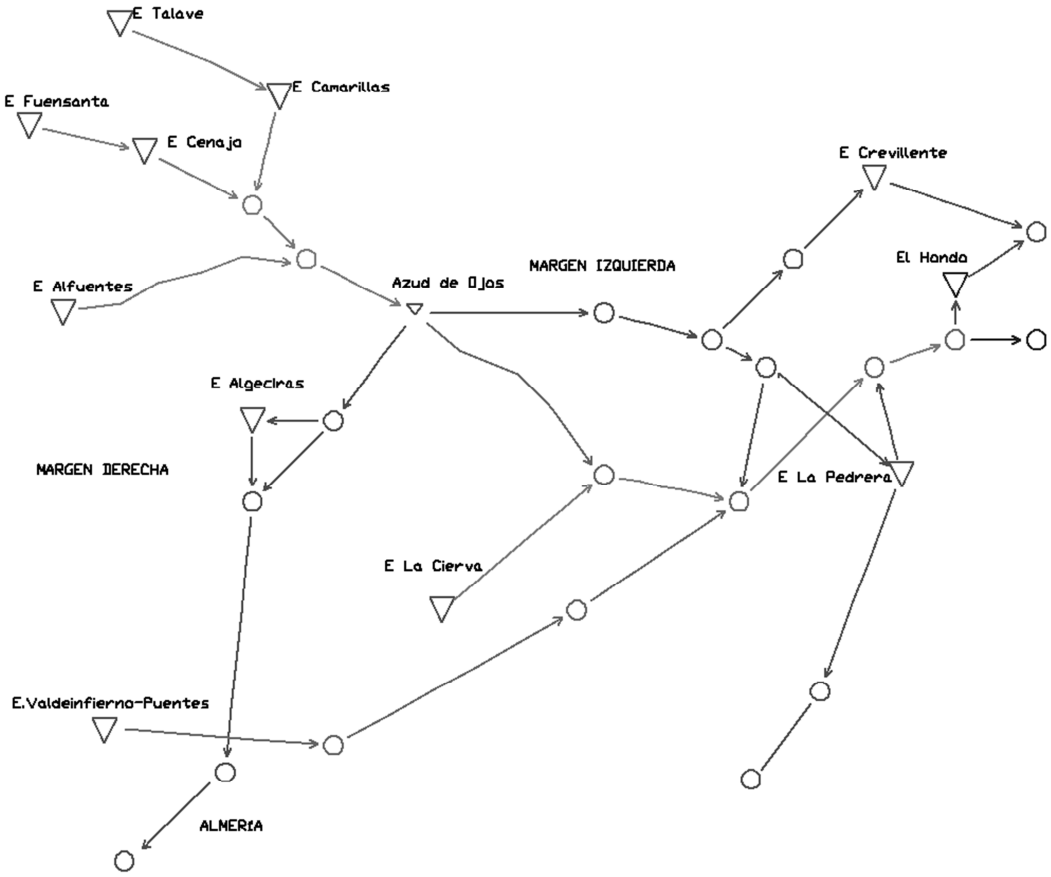
En el apartado de restricciones ambientales se indicó que en el BPHCS de 2013 se impone un régimen de caudales ecológicos en la mayoría de cauces naturales (Anexo II). El valor de los mismos se introduce como un caudal mínimo en los tramos que representan dichos cauces fluviales y la prioridad que se le asigna es tal que supone una restricción al sistema.

La información que se introduce para simular los embalses (Anexo VII) es: su capacidad máxima mensual, capacidad mínima mensual, curva batimétrica y tasa de evaporación mensual (CHS, 2013b). La capacidad máxima no se ha considerado constante en todos los embalses durante todo el año debido a los resguardos que es necesario establecer en los periodos de riesgo de avenidas que en la DHS abarca desde septiembre hasta noviembre (BOE, 1999a).

5.4.2 Incorporación de las canalizaciones artificiales

La DHS está muy regulada y para distribuir los caudales que se almacenan en sus embalses cuenta con una extensa red de canalizaciones artificiales que se puede dividir en cuatro partes: una para el abastecimiento (MCT), dos para el post-trasvase y una intrincada red de acequias y azarbes en las principales vegas de los ríos. Si bien todos estos elementos son básicos para la gestión de la DHS, solo se han considerado las infraestructuras de las dos canalizaciones del post-trasvase, que son las que movilizan volúmenes de agua de relevancia (Figura 55).

Figura 55. Incorporación de las canalizaciones artificiales al SSD.



Fuente: elaboración propia.

Estas dos infraestructuras, que se componen de canalizaciones en lámina libre e impulsiones, tienen una capacidad máxima incluida en el SSD por un caudal máximo permitido en cada conducción (Anexo VIII). Asimismo, estas dos canalizaciones cuentan con cuatro embalses de regulación, en los que se tiene que especificar la misma información que se ha comentado en el apartado anterior: volumen máximo, volumen mínimo, curva batimétrica y una tasa de evaporación media mensual (Anexo VII). Los canales de la margen izquierda se encargan de abastecer la zona de Alicante y el Campo de Cartagena, y los caudales que circulan por ellos se regulan con los embalses de Crevillente y la Pedrera, y por la laguna de El Hondo. Mientras que

la función de la margen derecha es abastecer el valle del Guadalentín y Almería, estando sus caudales regulados con el embalse de Algeciras.

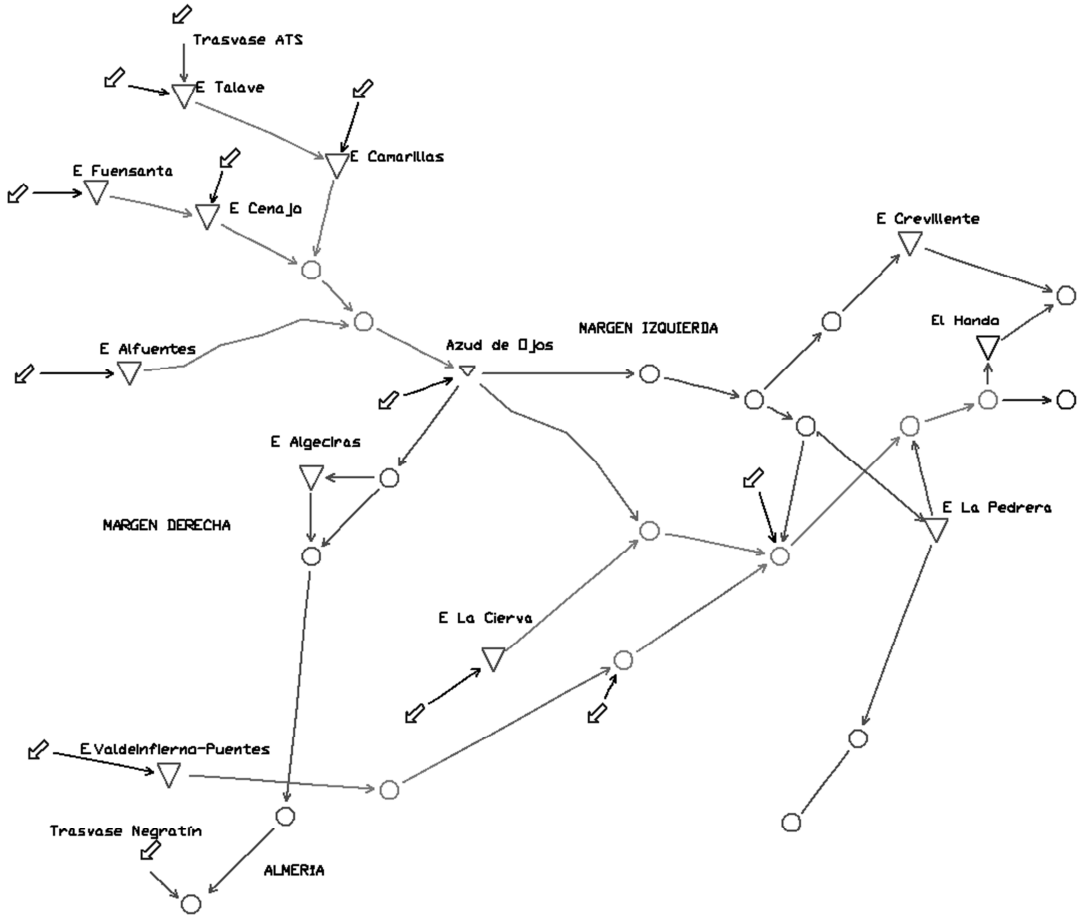
5.4.3 Incorporación de los recursos hídricos

Tras definir la red de flujo y considerando la estructura que se ha definido para la misma se introducen los diferentes tipos de recursos hídricos de la cuenca: superficiales, subterráneos, desalación y reutilización. Para ello se recurre a los elementos "Aportación" y "Embalse" del modelo OPTIGES.

Para los recursos superficiales se seleccionan en la red de flujo los puntos que reciben las aportaciones más relevantes y se utilizan, como datos de entrada, las series históricas de caudales en régimen natural que se han generado en las cuencas[5] que drenan dichos puntos. Las entradas en el río Segura (Figura 56) son las aportaciones a los embalses más importantes, algunas confluencias de ríos y los puntos más relevantes para la gestión, como es el azud de Ojós. En el rio Mundo, se introducen las aportaciones a los dos embalses, Talave y Camarillas. Para el caso de los afluentes de la margen derecha, para ser consistentes con la agregación anterior, la aportación de entrada al modelo es la suma de los caudales generados en los afluentes Moratalla, Quípar y Argos. Por otro lado, como el río Mula se simula de forma aislada, solamente se incluye en el mismo la aportación al embalse de La Cierva. Por último, el río Guadalentín se ha dividido en dos tramos, el primero abarca toda la escorrentía generada en la cuenca del río Guadalentín desde su nacimiento hasta el embalse de Puentes, y posteriormente se incluye la generada en la vega media de este afluente. Las series numéricas de datos que se introducen en estos puntos de la red de flujo son una parte de los resultados del modelo hidrológico SIMPA.

[5] La cuenca de drenaje puede ser de cabecera o intermedia. Si es de cabecera la cuenca de drenaje es toda la cuenca que drena ese punto. Si es intermedia la cuenca de drenaje es toda la cuenca que drena dicho punto menos las cuencas ubicadas aguas arriba cuya superficie ya se ha tenido en cuenta en otras aportaciones.

Figura 56. Incorporación de las aportaciones superficiales al SSD.



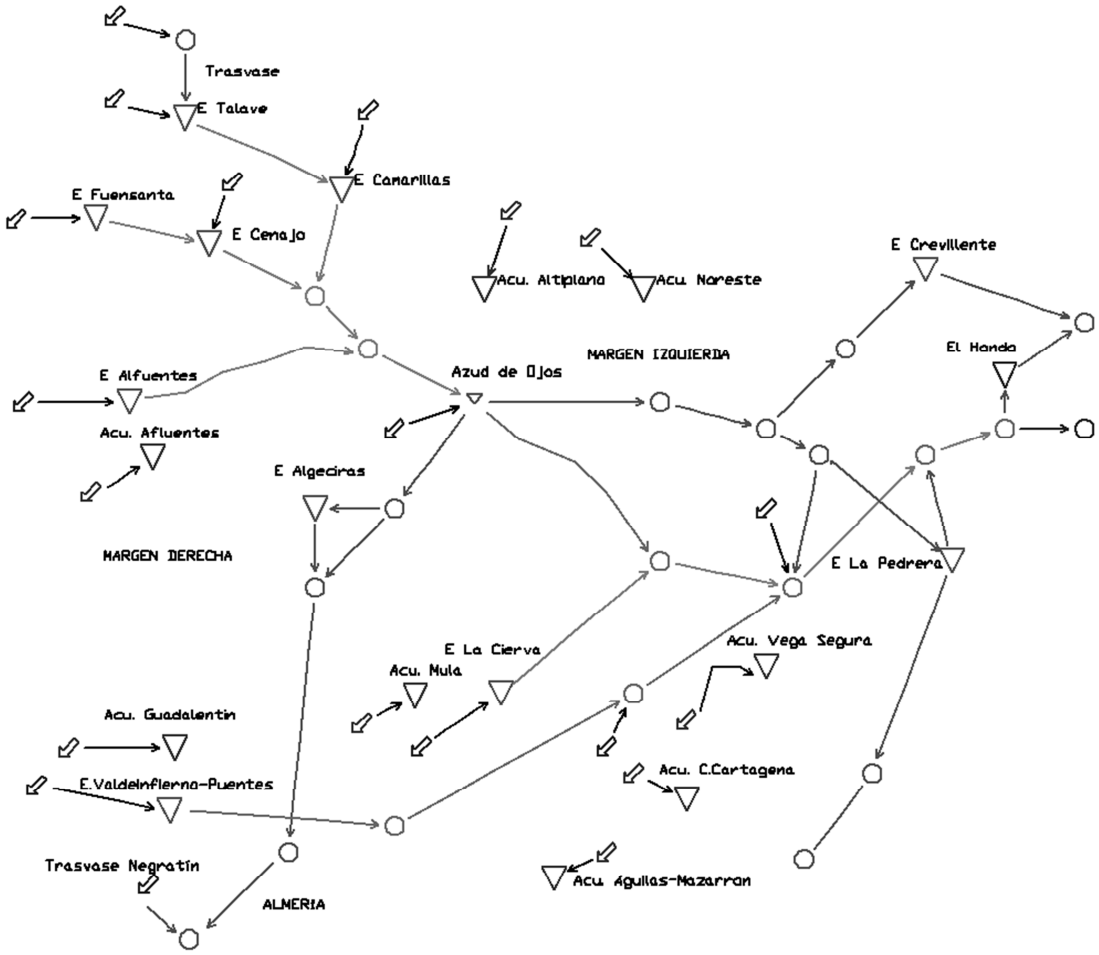
Fuente: elaboración propia.

Los recursos subterráneos se simulan combinando los elementos “Embalse” y “Aportación”. El primer elemento representa al acuífero en sí mismo, es decir como embalse subterráneo del que se extrae agua mediante bombeos, mientras que el segundo elemento es la recarga natural del acuífero. En el modelo se incluyen varios elementos embalse que simulan las aguas subterráneas, los cuales representan las grandes unidades hidrogeológicas que aúnan varios acuíferos. De este modo se consigue que el grado de detalle de simulación de las aguas subterráneas esté acorde con la red de flujo superficial.

Los sistemas acuíferos (Figura 57) que se han introducido en el modelo son aquellos que tienen bombeos para el suministro de demandas. En el noreste se modelan conjuntamente todos los acuíferos ubicados en la zona denominada como Altiplano, que incluye los acuíferos ubicados en los municipios de Yecla y Jumilla y en la parte de la DHS que pertenece a Albacete. En la margen izquierda del Segura se agregan todos los acuíferos ubicados en esta zona (Quibas, Crevillente, Ascoy, etc.) y en la margen derecha del río Segura se simulan conjuntamente los acuíferos de las cabeceras de los afluentes Moratalla, Argos, Quípar y de forma aislada los de la cabecera del río Mula y el valle del Guadalentín. Los acuíferos costeros se modelan con dos

embalses: el primero representa a los acuíferos del Campo de Cartagena y el segundo a la infinidad de acuíferos ubicados en Águilas y Mazarrón. Por último se introduce otro embalse para simular los acuíferos de la Vega Media y Baja del Segura (CHS, 2013b). Los datos de entrada a dichos acuíferos son las series en régimen natural del modelo hidrológico SIMPA que representan las recargas a los mismos.

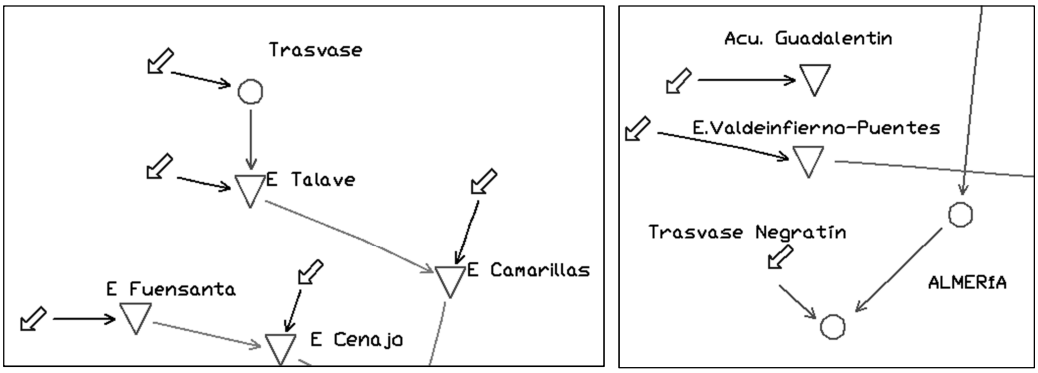
Figura 57. Incorporación de los recursos subterráneos al SSD.



Fuente: elaboración propia.

Los dos trasvases (Figura 58), ATS y Negratín, se introducen con un elemento "Aportación": el primero al embalse del Talave y el segundo al nudo que suministra el agua a la demanda de regadío de Almería (UDA 69). El caudal del ATS, que para el escenario actual (2010) es de 337 hm^3/año se introduce como una aportación constante, mientras que el del Negratín, que es de 17 hm^3/año, con la misma distribución mensual que la demanda de regadío que abastece.

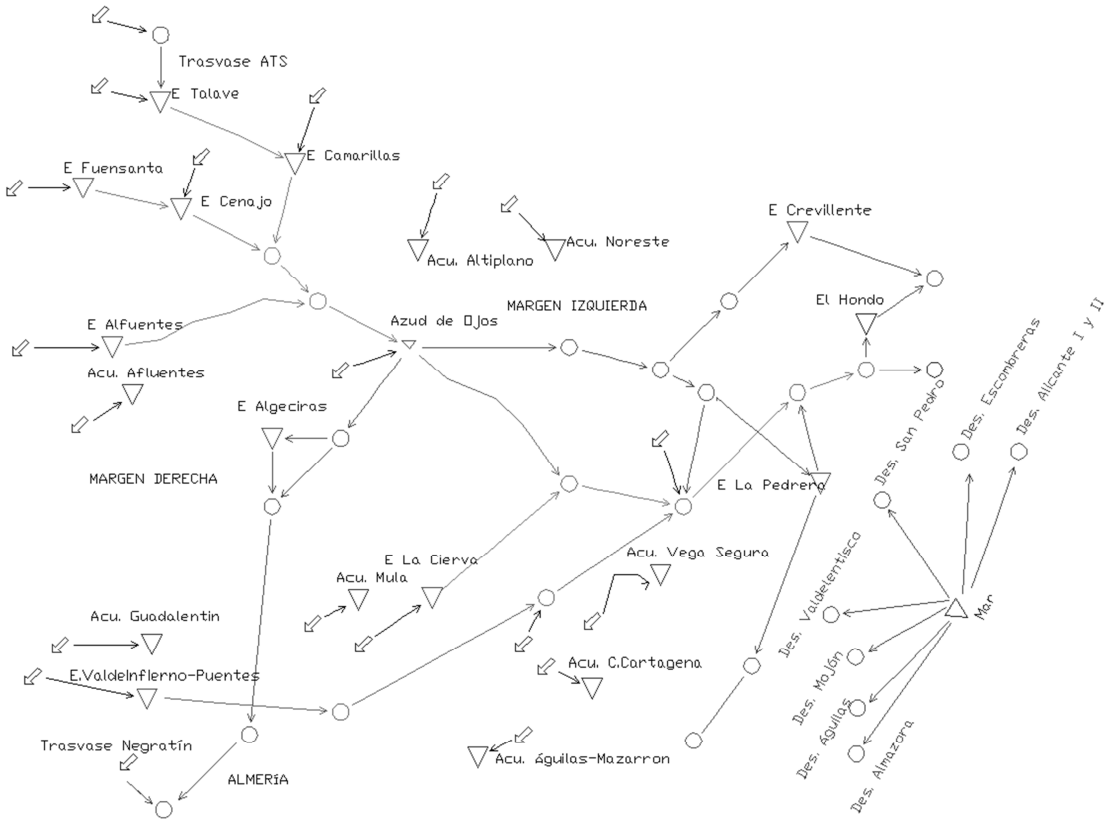
Figura 58. Incorporación de los trasvase Tajo-Segura y Negratín al SSD.



Fuente: elaboración propia.

Por último, la desalación (Figura 59) se ha modelado combinando tres elementos: "Embalse", "Aportación" y "Conducción". En la red de flujo diseñada se introduce un embalse con una capacidad teórica infinita, que simula al Mar (Mar Mediterráneo), del que se extrae agua para desalar en función de las necesidades hídricas de la DHS. La máxima capacidad de desalación de cada instalación se fija por el caudal máximo mensual constante que puede circular por la conducción que une dicha instalación con el resto de la red de flujo.

Figura 59. Incorporación de las desaladoras en el SSD.



Fuente: elaboración propia.

La mayoría de las desaladoras se modelan por separado: Alicante, San Pedro, Escombreras, Valdelentisco, Mojón y Almanzora, mientras que las desaladoras de Águilas y Mazarrón se agregan en una única desaladora (Acuamed, C.R. Águilas, C.R. Marina de Cope y C.R. Virgen de los Milagros), ya que en el SSD todas suministran agua a la misma demanda de regadío (Figura 60).

En los escenarios 2015 y 2027 hay desaladoras que suministran caudales a demandas urbanas y de regadío (Tabla 26), y en el modelo OPTIGES se va a diferenciar el volumen que se destina a cada uso. Para ello, se representa cada desaladora por un nudo del que salen dos conducciones, una para regadío y otra para uso urbano, cada una de ellas con una capacidad máxima igual al volumen máximo destinado a cada uso.

5.4.4 Incorporación de las demandas

Las demandas en la red de flujo del SSD son puntos que requieren agua para realizar una actividad económica y que, una vez realizada, devuelven parte del volumen suministrado a la red de flujo en un punto de vertido. Estas demandas se definen por un volumen total anual (hm^3/año), una distribución mensual, un coeficiente de retorno, un nivel de prioridad y un criterio de garantía.

Como se ha indicado previamente en la descripción de la DHS, las principales actividades económicas que consumen agua dentro de la misma son: la agricultura, el abastecimiento, el turismo, la industria, la ganadería y los campos de golf. Los volúmenes requeridos por estos usos se agregan en unidades de demanda denominadas: unidades de demanda urbana (UDU), industrial (UDI), agraria (UDA) y de regadío de golf (UDRG).

En la red de flujo que se crea con el modelo OPTIGES, las 14 UDU, las 7 UDI y las 10 UDRG de la DHS se agrupan en 13 demandas a las que se les ha llamado demandas urbanas (DU), con el objetivo de simplificar la red de flujo del SSD (Figura 60). Si bien la prioridad de estos tres tipos de demandas no es la misma, se unifican ya que, en su mayoría, el origen de los recursos es el mismo y se les ha asignado la misma prioridad. En la descripción que el BPHCS realiza de las unidades de demanda (CHS, 2013b) viene recogida la información sobre dichos orígenes de agua y es la referencia que se sigue para la agregación de las mismas. En el Anexo IV se muestra cómo se construyen las 13 DU, y se recogen los datos de las mismas que se introducen en el SSD.

Para cada escenario, el volumen total anual demandado y el coeficiente de retorno de cada DU son los que se han mostrado previamente en la descripción detallada del SRH, por lo que sólo queda establecer la distribución mensual de las demandas y el punto de vertido de los retornos. En todos los escenarios se considera la misma distribución mensual (%) para todas las DU

(Tabla 27), que es la que utiliza la CHS en los balances del nuevo BPHCS (CHS, 2013b). Mientras, el punto de vertido de cada demanda se especifica en el retorno que lo recibe. En el apartado siguiente se muestra el número y la localización de los retornos en la red de flujo.

Tabla 27. Distribución mensual de las demandas urbanas (DU) en el SSD.

Mes	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
%	7,4	6,8	7,7	7,8	8,4	9,1	10,3	10,4	8,8	8,2	7,6	7,5

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Las demandas agrarias de regadío y ganadería también se agregan para formar las denominadas demandas de regadío (DR). En primer lugar, se unifican las 65 UDA en 28 DR (Figura 60) siguiendo los siguientes criterios: proximidad, origen del recurso, zona climática y destino del vertido. Para cada nueva DR, el volumen total anual demandado, la distribución temporal y el retorno depende del peso relativo que cada UDA tiene dentro de la misma. Una vez construidas las DR, a cada DR se le añade una parte de la demanda ganadera que es proporcional al volumen demandado en cada DR. En el Anexo V se muestra cómo se han construido estas DR a partir de las UDA y, en el Anexo VI, se presentan los resultados de esta agregación para cada escenario.

Figura 60. Incorporación de las demandas al SSD.

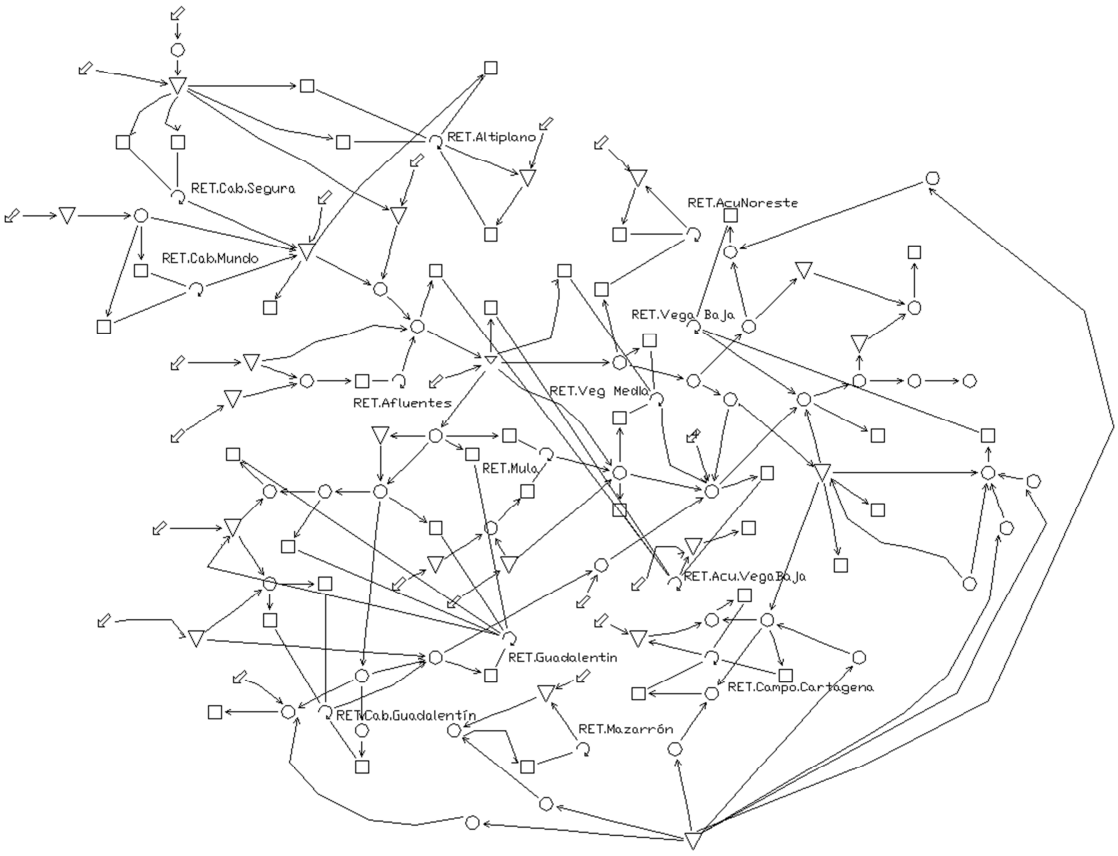
Fuente: elaboración propia.

La prioridad entre demandas introducida en el SSD es la presentada previamente. Las DU tienen preferencia de suministro en la red de flujo sobre las DR y, dentro de éstas se les ha otorgado mayor preferencia a los usos tradicionales frente al resto de regadíos, tal y como contempla el BPHCS de 2013 (CHS, 2013b).

5.4.5 Ubicación de los retornos

Una vez definida la red de flujo se insertan los elementos "retornos" en diferentes puntos de la red siguiendo dos criterios: la zona geográfica en la que se produce el vertido y el tipo de masa de agua que lo recibe (superficial o subterránea). En la red de flujo se introducen trece retornos (Figura 61) que recogen los vertidos dentro de la DHS y que proceden indistintamente de DU y de DR. La relación de demandas que envían sus volúmenes no consumidos a cada retorno se detalla en el Anexo IX.

Figura 61. Incorporación de los retornos al SSD.



Fuente: elaboración propia.

5.4.6 Definición de las restricciones ambientales

Como ya se adelantó en el epígrafe de la construcción de la red natural de la red de flujo del SSD, en casi todos los cauces naturales se impone un régimen de caudales ecológicos, cuyo volumen viene reflejado en el BPHCS (CHS, 2013b). Los mismos se introducen en el modelo

como caudales mínimos que deben respetarse en los elementos tipo "Conducción" que componen la red de cauces naturales. Para que se cumpla este requerimiento, en la función objetivo del SSD se le asigna un grado de prioridad tal que siempre se satisfacen antes de cualquier demanda.

La demanda ambiental en la DHS representa los consumos de agua por parte de las zonas húmedas y se estima en 33,2 hm^3/año. Dado su carácter prioritario que le confiere la IPH (BOE, 2008), se le ha asignado la máxima prioridad dentro del grupo de demandas y una garantía de suministro del 100%. Al no especificarse en ningún documento técnico su distribución mensual, se le ha asignado el mismo patrón que tiene la evaporación media en los embalses de la DHS de la cual si hay información (Martínez-Granados et al., 2011).

5.4.7 Redes de flujo creadas

Como ya se señaló previamente, además de la red de flujo para el año 2010 se crean tres más: dos para simular los otros escenarios de la IPH (2015 y 2027), y una para el anterior PHC de 1998. Las principales diferencias respecto a la del año 2010 se resumen en la Tabla 28, y sus representaciones gráficas se recogen en el Anexo X.

Tabla 28. Cambios en los escenarios de 1998, 2015 y 2027 respecto al del año 2010.

	1998	2015	2027
Red de flujo natural	- La misma que en 2010	- La misma que en 2010	- La misma que en 2010
Red de conducciones artificiales	- La misma que en 2010	- Se incluye el túnel Talave-Cenajo	- Se incluye el túnel Talave-Cenajo
Recursos Hídricos	- No existen desaladoras - No existe el trasvase desde el Negratín	- Aumenta la capacidad de desalación (se introduce la desaladora de Torrevieja).	- Aumenta la capacidad de desalación (se introduce la desaladora de Torrevieja). - Disminuyen los recursos hídricos naturales de la demarcación y de los trasvases por el cambio climático
Demandas	- Disminuye la demanda urbana - Aumenta la demanda industrial - Disminuye la demanda de regadío de campos de golf - Aumenta la demanda de regadío - Disminuye la demanda para la ganadería	- Aumenta la demanda urbana - Aumenta la demanda industrial - Aumenta la demanda para el regadío de los campos de golf - Disminuye la demanda de regadío - Aumenta la demanda para la ganadería	- Aumenta la demanda urbana - Aumenta la demanda industrial - Aumenta la demanda para el regadío de los campos de golf - Disminuye la demanda de regadío - Aumenta la demanda para la ganadería
Retornos	- Los mismos	- Los mismos	- Los mismos
Restricciones ambientales	- Se suprimen algunos caudales ecológicos - La demanda ambiental es menor	- Los mismos	- Los mismos

Fuente: elaboración propia

Como también se indicó anteriormente, aparte de estos escenarios se van analizar los efectos de cuatro importantes actuaciones de la planificación hidrológica en la DHS en los últimos años: el trasvase Tajo-Segura, la desalación, la reutilización y la depuración. Para ello no es necesario modificar las redes de flujo de los escenarios anteriores, sino que se cambian los datos de entrada de algunos elementos. Por ejemplo, para eliminar el trasvase se le indica al modelo que la aportación desde este elemento es nula y para suprimir el efecto de la desalación para toda la demarcación se le asigna un volumen nulo al embalse que simula el mar.

5.5 Información para el cálculo de la huella hídrica gris en la DHS

En el cálculo de la huella hídrica gris se precisa conocer el volumen de los vertidos que proporciona el modelo OPTIGES y las siguientes concentraciones:

1. La máxima permitida por la legislación (c_{max}) para cada contaminante.
2. La de los contaminantes en los vertidos (c_{efl}).
3. La de los contaminantes que se encuentran en el medio receptor de forma natural (c_{nat}).

En este apartado se presenta cómo se han obtenido estas tres concentraciones mediante una búsqueda de información relacionada con la depuración y retornos de regadío en la DHS.

En primer lugar se establecen las concentraciones máximas permitidas por la legislación (c_{max}), con un objetivo doble: conocer el valor de las mismas y establecer una primera relación de los contaminantes que se utilizarán para el cálculo de la huella hídrica gris. Posteriormente esta relación se concreta en función de la información disponible, ya que si para un contaminante no es posible el cálculo de su huella hídrica gris por falta de información, éste no se va a tener en cuenta.

La segunda parte tiene por objetivo la búsqueda del valor de las concentraciones de los contaminantes (c_{efl}), tanto en los retornos urbanos como en los de regadío. Para los vertidos urbanos, el valor de las concentraciones no es constante y depende del grado de depuración que alcance la DHS en cada año. Por este motivo, con el fin de utilizar el valor más apropiado en cada escenario de cálculo se ha realizado una revisión histórica de la depuración en la DHS desde 1998 hasta la actualidad, con la que se estiman los valores hasta 2027. Mientras, para los retornos del regadío se ha revisado la escasa bibliografía existente relacionada con las concentraciones de contaminantes en retornos de difusos. De estas fuentes se fija la relación definitiva de contaminantes que se van a emplear en el cálculo de la huella hídrica gris y el valor de sus concentraciones para cada escenario.

Por último, para los contaminantes seleccionados, se establecen las concentraciones naturales (c_{nat}) de los mismos en las masas de agua receptoras de dichos vertidos.

5.5.1 Concentraciones máximas permitidas

En la IPH se exponen dos listados de los límites máximos permitidos (c_{max}) que ha de tener una masa de agua para alcanzar su buen estado físico-químico, uno para las masas de aguas superficiales y otros para las subterráneas (Tabla 29). Estos valores sirven para establecer unos umbrales que garanticen que las concentraciones de los contaminantes en el agua no están afectando negativamente ni a los ecosistemas acuáticos ni a los terrestres asociados. Si bien estos valores se deberían fijar para cada tipo de ecosistema, la legislación recurre a umbrales generales dado que, de momento, no se pueden adaptar estas limitaciones a cada masa de agua en concreto.

Tabla 29. Concentraciones máximas permitidas en las masas de agua.

Concentraciones máximas permitidas (IPH)		
Contaminante	**Masas Superficiales**	**Masas Subterráneas**
Oxígeno disuelto	> 5 mg/L	No considerado (NC)
Tasa de saturación de Oxígeno	60% < TS < 120%	NC
pH	6 < pH < 9	NC
DBO	< 6 mg/L	NC
Nitrato	< 25 mg/L	< 50 mg/L
Amonio	< 1 mg/L	NC
Fósforo total	< 0,4 mg/L	NC
Plaguicidas	NC	60% < TS < 120%
Arsénico	NC	< 10 mg/L
Fluoruro	NC	< 1,5 mg/L

Fuente: IPH (BOE, 2008).

De la Tabla 29 se obtiene que, en un principio, es necesario analizar siete sustancias contaminantes para las masas de agua superficiales y cuatro para las subterráneas, siendo todas ellas susceptibles de ser utilizadas como parámetros en el cálculo de la huella hídrica gris.

5.5.2 Concentraciones de contaminantes en los retornos

Una vez fijados los parámetros que pueden ser objeto de estudio, se presenta la información existente relacionada con los mismos en los retornos de la DHS, diferenciando entre retornos de regadíos y urbanos.

5.5.2.1 Retornos de regadío

Para establecer las concentraciones de los retornos de regadío, como no existe ninguna red de medidas, se ha recurrido a datos de estudios específicos realizados en otras cuencas. De entre los pocos trabajos existentes en esta materia, se han utilizado los datos de calidad de los retornos de riego en la Demarcación Hidrográfica del Ebro publicados por Dechmi et al., (2013) (Tabla 30).

Tabla 30. Concentraciones de contaminantes en los vertidos difusos.

	Contaminante	c_{max} (mg/l)	c_{med} (mg/l)	c_{min} (mg/l)
Retornos Regadío	[NO_3^{2-}]	173	67	28
	[PO_4^{3-}]	1,180	0,261	0,008

Fuente: elaboración propia a partir de datos de Dechmi et al. (2013).

Los datos que analizaron fueron la salinidad, nitratos y fosfatos pero, para el cálculo de la huella hídrica gris sólo se van a emplear los de nitratos y fosfatos ya que son los únicos que tienen un umbral máximo contemplado en la IPH (Tabla 29). De este modo, en el cálculo de la huella hídrica gris de los retornos de regadío sobre aguas subterráneas sólo se tienen en cuenta los nitratos y, para los que vuelven a las aguas superficiales los nitratos y los fosfatos, lo que reduce sensiblemente el número de parámetros en este cálculo.

Por otro lado, el estudio de Dechmi et al. (2013) también concluye que, cuanto mayor es el volumen del retorno menor es la concentración de los contaminantes, es decir, que para una demanda con un retorno elevado la concentración en el efluente suele ser menor ya que, a igual cantidad de contaminante, este se encuentra más diluido. Este criterio es el que se utiliza a la hora de asignar las concentraciones de los retornos de regadío: los que tienen un retorno igual o menor al 5% se le asigna la concentración máxima (c_{max}), los que lo tienen entre el 5% y el 10% la concentración media (c_{med}) y en los que es superior al 10% la concentración mínima (c_{min}) (Tabla 30). Asimismo, como los datos del estudio de Dechmi et al. (2013) tienen una variabilidad muy alta, desde 28 mg/l hasta 173 mg/l en los nitratos, ha sido necesario contrastarlos con los de otros autores, lo que ha revelado que existe una alta incertidumbre a la hora de fijar un valor en las concentraciones de los retornos de regadíos (Barros et al., 2012; Causape et al., 2006). Para analizar esta incertidumbre, al final de la evaluación de la huella hídrica gris para el estado actual se va a realizar un análisis de sensibilidad de estos parámetros con el fin de estudiar la robustez de los resultados obtenidos.

5.5.2.2 Retornos urbanos

En este caso, siguiendo con la metodología expuesta en el capítulo 4, se va a calcular la concentración equivalente (C_{Eq}) para así considerar en el cálculo de la huella hídrica gris que parte del volumen de los retornos se depura y que, parte de este volumen depurado se reutiliza directamente. Para ello es necesario conocer: las concentraciones de los contaminantes en los retornos depurados y sin depurar, el caudal total que retorna, el caudal que se depura y el caudal depurado que se reutiliza de forma directa.

Las concentraciones de los retornos depurados y sin depurar se han obtenido de la revisión de las memorias de explotación de las empresas gestoras de las depuradoras (ESAMUR, EPSAR,

AACLM). Tras esta revisión se ha optado por utilizar los de las dos primeras (ESAMUR y EPSAR), ya que la información publicada en la memoria de explotación de AALCM (2010) no es tan detallada como las de las otras dos empresas. Los datos de las memorias ESAMUR (2007) y EPSAR (2013), se han completado con la información disponible en el servidor web de la empresa ESAMUR (2013).

La empresa ESAMUR (2007) proporciona las concentraciones de la Demanda Biológica de Oxígeno a cinco días (DBO_5), el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT) en los efluentes de entrada (sin depurar) y de salida (depurado) de las depuradoras para el año 2007. Asimismo, en su página web publica la evolución temporal de 2009 a 2012 de la concentración sin depurar de un contaminante, la DBO_5 (Tabla 31).

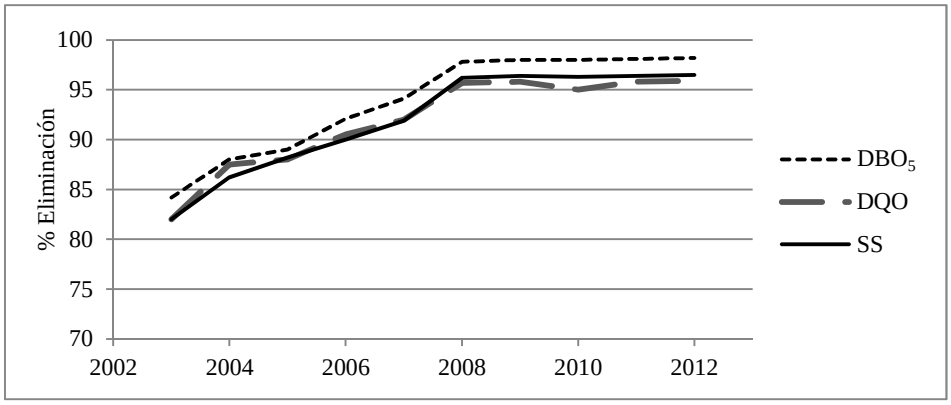
Tabla 31. Concentraciones de los efluentes de las depuradoras en la DHS.

Año	DBO_5 (mg/l)	NT (mg/l)	PT (mg/l)
2007	557	80	13
2008	-	-	-
2009	428	-	-
2010	311	-	-
2011	323	-	-
2012	325	-	-

Fuente: elaboración propia.

Además, ESAMUR (2013) también publica en su página web la evolución de la tasa de eliminación de tres parámetros físico-químicos: DBO_5, DQO (Demanda Química de Oxígeno) y SS (Sólidos en Suspensión) (Figura 62).

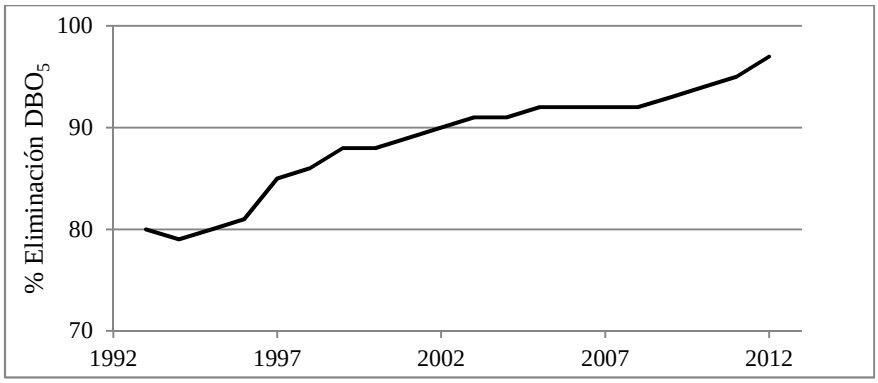
Figura 62. Rendimiento de la depuración en la Región de Murcia.



Fuente: (ESAMUR, 2007 y 2013)

Por otro lado, la empresa EPSAR en su memoria de explotación de 2012 (EPSAR, 2013) indica cual ha sido la evolución de la tasa de eliminación de la DBO_5 desde 1993 hasta 2012 (Figura 63) en la Comunidad Valenciana.

Figura 63. Rendimiento de la eliminación de DBO_5 en la Comunidad Valenciana.



Fuente: (EPSAR, 2013).

La información recopilada se presenta por comunidades autónomas y es diferente en cada una de ellas, por lo que ha sido necesario realizar algunas aproximaciones para homogeneizarla y así poder utilizarla en toda la DHS. Las concentraciones que se van a emplear en cada escenario se presentan a continuación diferenciando entre vertidos sin depurar y depurados.

Para los vertidos urbanos sin depurar se ha supuesto que son homogéneos para toda la DHS y son los siguientes: para el escenario de 1998 las concentraciones de contaminantes son las de 2007, para 2010 se utiliza la concentración de la DBO_5 que proporciona ESAMUR para ese año y se mantienen constantes las de los contaminantes (NT y PT), para 2015 y 2027 se asume que la DBO_5 es la del año 2012 (ESAMUR) y se vuelven a mantener las concentraciones de NT y PT (Tabla 32).

Tabla 32. Concentraciones de los influentes y efluentes de las depuradoras de la DHS.

	Concentraciones del efluente sin depurar (C_{Sd}), (mg/l)		
Año	**DBO_5 (mg/l)**	**NT (mg/l)**	**PT (mg/l)**
1998	557	80	13
2010	311	80	13
2015	325	80	13
2027	325	80	13

Fuente: elaboración propia.

El cálculo de las concentraciones de los vertidos depurados se ha realizado aplicando a los efluentes de entrada de cada escenario (Tabla 32) una tasa de eliminación de contaminantes estimada a partir de la información de las Figuras 63 y 64. La evolución temporal de la tasa de eliminación de DBO_5 se ha determinado combinando las dos series presentadas, mientras que las tasas de eliminación de NT y de PT se han calculado asumiendo que la evolución de esta tasa es proporcional a la de la DBO_5. Siguiendo estos criterios se realizan tres proyecciones con regresiones lineales simples respecto al tiempo, una para cada contaminante, y se determina el

nivel de depuración que se alcanzará en los escenarios futuros. En este cálculo ha sido necesario limitar la tasa de eliminación de la DBO_5 en un 100% (Tabla 33) dado que es el valor máximo posible.

Tabla 33. Grado de depuración en la DHS: actual y futura.

	Tasas de eliminación de contaminantes de las depuradoras			**Concentraciones del efluente depurado (C_D), (mg/l)**		
Año	**DBO_5**	**NT**	**PT**	**DBO_5**	**NT**	**PT**
1998	86%	57%	46%	78,0	34,4	7,0
2010	96%	64%	52%	12,4	28,8	6,2
2015	99%	67%	54%	3,3	26,4	6,0
2027	100%	75%	60%	0,0	20,0	5,2

Fuente: elaboración propia.

A continuación se presentan los volúmenes que son necesarios para calcular la concentración equivalente (C_{Eq}) de cada contaminante de forma global para toda la demarcación (Tabla 34): volumen total de retornos urbanos (Qop_{Ret}), el volumen depurado (R_D), el volumen reutilizado (R_{Dr}) y el volumen vertido sin depurar (R_{Sd}).

Para los escenarios futuros (2015, 2027), se ha asumido el mismo porcentaje de tratamiento que el del estado actual, en torno al 99%, dada la dificultad técnica y/o económica de alcanzar el 100% que supondría tratar los retornos de todas las poblaciones pequeñas y núcleos aislados. Asimismo, se ha estimado que el porcentaje de reutilización directa, en torno al 60%, se mantiene constante ya que el resto de retornos ayuda a mantener el caudal ecológico en la cuenca.

Tabla 34. Volúmenes de retornos de abastecimiento en la DHS y volúmenes depurados.

Año	**Retornos (Qop_{Ret}) (hm^3)**	**Retornos tratados (R_D), (hm^3)**	**Retornos reutilizados (R_{Dr}), (hm^3)**	**Retorno depurado vertido (R_{Dv}), (hm^3)**	**Retorno vertido sin depurar (V_{Sd}), (hm^3)**
1998	126,0	86,0	51,0	35,0	40,0
2010	145,1	143,6	82,6	61,0	1,5
2015	146,5	145,0	83,4	61,6	1,5
2027	171,1	169,4	97,4	67,0	1,7

Fuente: elaboración propia

Una vez definidas todas las variables implicadas en el cálculo de la concentración equivalente de cada contaminante (C_{Eq}), se aplica la expresión del capítulo 4 y se obtienen las C_{Eq} que se utilizarán junto con los retornos del modelo OPTIGES (Tabla 35).

Tabla 35. Concentraciones equivalentes en los retornos urbanos del modelo OPTIGES.

	Concentraciones equivalentes del efluente (C_{Eq}), (mg/l)		
Año	**DBO_5**	**NT**	**PT**
1998	198,5	35,0	6,1
2010	8,4	12,9	2,8
2015	4,7	11,9	2,6
2027	3,2	9,2	2,3

Fuente: elaboración propia.

Para los escenarios en los que se analiza la influencia de la depuración y reutilización sobre la HH gris de la DHS, se han calculado otras concentraciones equivalentes (Tabla 36). Para ello, en el escenario en el que se elimina la reutilización, se ha asumido que el R_{Dr} es nulo, lo que hace aumentar el valor de la concentración equivalente (C_{Eq}). Mientras que en el escenario sin depuración el R_D es nulo, aumentando significativamente la concentración equivalente para este escenario (C_{Eq}).

Tabla 36. Concentraciones equivalentes para los escenarios sin depuración y sin reutilización.

	Concentraciones del efluente (C_{Eq}, mg/l), si no hubiera reutilización directa			**Concentraciones del efluente (C_{Eq}, mg/l), si no hubiera depuración**		
Año	**DBO_5**	**NT**	**PT**	**DBO_5**	**NT**	**PT**
1998	230,0	48,9	8,9	331,5	47,6	6,1
2010	15,5	29,3	6,3	134,0	34,5	5,6
2015	6,5	26,9	6,1	140,0	34,5	5,6
2027	3,2	20,6	5,3	140,0	34,5	5,6

Fuente: elaboración propia.

Una vez recopilada la información existente, se ha obtenido información suficiente para el cálculo de la huella hídrica gris de tres (DBO_5, NT y PT) de las siete sustancias de la relación anterior (Tabla 29). Para los vertidos urbanos en las masas de agua superficiales se van a emplear los tres contaminantes seleccionados (DBO_5, NT y PT). Mientras, para las masas de agua subterráneas se va a emplear el nitrógeno total (NT) en el cálculo de la huella hídrica gris, ya que es el único similar a uno de los contaminantes de las masas de agua subterráneas, el ión nitrato.

5.5.3 Concentraciones naturales de contaminantes en las masas de agua

Por último queda establecer la concentración natural (c_{nat}) de los contaminantes seleccionados para el cálculo en cada tipo de masa de agua, tanto superficiales como subterráneas. En la DHS no ha sido posible determinar estas concentraciones porque los controles de calidad en la mayoría de las masas de agua comenzaron cuando ya se encontraban alteradas. Por este motivo,

se ha recurrido a las concentraciones medidas en la zona de cabecera de la DHS porque en esta zona prácticamente no existen retornos y se pueden considerar que son naturales.

Para las masas de agua superficiales, las mediciones de las concentraciones de DBO_5, NT y PT en la zona de cabecera son cercanos a cero excepto en momentos puntuales (CHS, 2013c) por lo que se han establecido valores nulos para las concentraciones naturales (c_{nat}) de estos contaminantes (Tabla 37).

Para las aguas subterráneas se ha considerado apropiado tomar como referencia las concentraciones naturales de los acuíferos más inalterados de la cabecera. De la red de medidas de la CHS (2013d), se ha visto que existe una pequeña concentración natural (c_{nat}) de nitratos (Gu et al., 2013b) en la mayoría de acuíferos en estas zonas. El valor medio de estas mediciones está en torno a los 3 mg/l y es el que se utiliza en el cálculo de la huella hídrica gris (Tabla 37).

Tabla 37. Concentraciones naturales de los contaminantes en las masas de agua.

	Contaminante	**Concentración natural (C_{nat})**
Aguas Superficiales	DBO_5 (mg/l)	0
	NT (mg/l)	0
	PT (mg/l)	0
Aguas Subterráneas	NO_3^{2-}	3

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la web de la CHS (2013d).

CAPÍTULO 6. Resultados y discusión

En este punto se presentan y discuten los resultados obtenidos tras la aplicación de las dos metodologías expuestas en el capítulo 4 para el cálculo de la huella hídrica en la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS).

En primer lugar se exponen los resultados de la huella hídrica de la agricultura utilizando el modelo SIMPA (HHA_S) para tres años con climatología diferente, seco, húmedo y medio y, posteriormente, se presentan los resultados de la HHA_S para toda la serie de años utilizada en la simulación del ciclo hidrológico antropizado (CHA).

A continuación, se presentan los resultados obtenidos con la aplicación de la huella hídrica total (HHT) para la evaluación de la huella hídrica en el escenario del estado actual (2010). En esta evaluación se incluye un análisis del efecto de la serie de años utilizada en la simulación (corta y larga), el análisis de la sostenibilidad ambiental, y el de sensibilidad de la concentración de nitratos en los retornos de regadío.

Posteriormente, con el fin de caracterizar la evolución de la huella hídrica en la DHS para los escenarios de la planificación hidrológica durante 30 años (1998-2027), se ha calculado la HHT para los otros dos escenarios de la Instrucción de Planificación Hidrológica (2015 y 2027) (IPH) y para el del PHCS de 1998.

Tras este análisis se evalúa cómo han influido o pueden influir algunas medidas o acciones clave en la gestión de esta demarcación sobre el indicador huella hídrica. En concreto se han evaluado las más importantes en la gestión de esta demarcación como son el trasvase Tajo-Segura, la construcción de las desaladoras y la depuración y reutilización directa de los retornos urbanos.

Por último, y cuando los escenarios de la IPH muestran una gestión no sostenible dada su huella hídrica, se plantearán las posibles acciones o medidas que se podrían llevar a cabo en un futuro para acercase al cumplimiento de la sostenibilidad ambiental.

6.1 Huella hídrica de la agricultura de la DHS con HHA_S

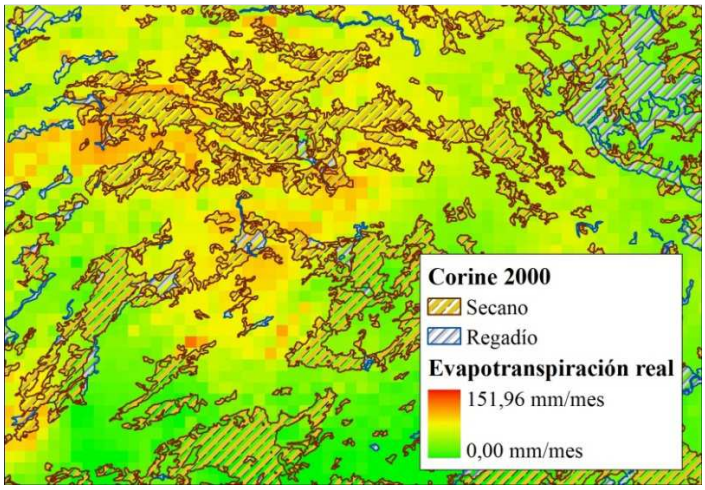
Como se expuso en el capítulo 4, la HHA_S propone calcular la huella hídrica de una demarcación hidrográfica estimando la huella hídrica verde (HH_{Verde}) de los cultivos en secano y regadío, la huella hídrica azul (HH_{Azul}) como el déficit hídrico de éstos últimos, y no se tiene que determinar la huella hídrica gris.

Para el caso de la DHS donde el 85% de los recursos hídricos se destinan al regadío y toda la huella hídrica verde que se genera dentro de la misma se debe a la agricultura, no es descabellado asumir que el valor de la HHA_S es asimilable al de toda la DHS.

Los pasos que se han seguido para su aplicación en la DHS son los siguientes:

1. Se ha fijado la distribución de cultivos actual como la del mapa vectorial CLC del año 2000. Partiendo de esta clasificación se han unido, para las siete zonas climáticas de la agricultura de la DHS (Figura 49), los polígonos de cultivos en dos grupos, secano y regadío.
2. Para cada zona climática y para los dos grupos, se ha calculado la evapotranspiración real (*ET*) media mensual por hectárea (mm/ha/mes). Esta tarea se ha llevado a cabo intersectando los mapas ráster de *ET* del modelo SIMPA con el mapa vectorial que se ha creado en el paso anterior (Figura 64).

Figura 64. Cálculo de la huella hídrica verde: secano y regadío.



Fuente: elaboración propia.

3. Los valores de ET obtenidos se han multiplicado por la superficie de los polígonos de secano y regadío en cada zona climática, obteniéndose la huella hídrica verde (HH_{Verde}) en hm^3/mes para cada zona, diferenciando entre cultivos de secano ($HH_{Verde\text{-}secano}$) y de regadío ($HH_{Verde\text{-}regadío}$).
4. Para obtener el déficit hídrico se ha calculado la evapotranspiración potencial (*ETP*) media mensual por hectárea (mm/ha/mes) en los polígonos de regadío de cada zona climática y se ha multiplicado por su superficie para obtener el resultado en hm^3/mes. A los siete valores por mes que se han obtenido se les ha restado la $HH_{Verde\text{-}regadío}$ calculada en el tercer paso, obteniéndose el déficit hídrico en hm^3/mes.
5. La huella hídrica azul (HH_{Azul}) en cada zona climática es el déficit hídrico que se ha calculado en el paso anterior.
6. La huella hídrica total (HH_{Total}) es la suma de las tres huellas hídricas calculadas previamente.

6.1.1 Cálculo de la HHA_S para tres años con climatología diferente

La HHA_S se ha aplicado en la DHS calculando la misma para el año 2010, utilizando los datos de recursos hídricos de tres años climatológicos diferentes, húmedo (1997), seco (2001) y medio (2005), tal y como realizan Aldaya y Llamas en la Demarcación Hidrográfica del Guadiana (Aldaya & Llamas, 2008). Las series mensuales de resultados obtenidos se presentan a escala anual, agregados por colores y por zonas geográficas (Tabla 38).

Tabla 38. Huella hídrica HHA_S.

Año	Huella hídrica (hm^3/año)	Zonas climáticas							Totales
		Vega Alta	Vega Media	Centro Norte	Centro Sur	Litoral	Noroeste	Noreste	
1997 (húmedo)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	60	21	82	247	130	738	513	1.791
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	78	145	107	172	191	138	133	964
	HH_{Azul}	252	484	403	645	862	204	371	3.221
	HHA_S	390	650	592	1.064	1.183	1.080	1.017	**5.976**
2001 (seco)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	104	35	147	401	224	937	750	2.598
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	132	236	187	267	356	162	199	1.539
	HH_{Azul}	194	408	318	518	690	173	300	2.601
	HHA_S	430	679	652	1.186	1.270	1.272	1.249	**6.738**
2005 (medio)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	68	25	99	279	173	735	452	1.831
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	89	157	125	207	271	132	126	1.107
	HH_{Azul}	234	500	382	593	760	212	375	3.056
	HHA_S	391	682	606	1.079	1.204	1.079	953	**5.994**

Fuente: elaboración propia

El valor de huella hídrica para el año húmedo ha resultado el menor de los tres calculados (5.976 hm^3/año), y es el año en el que se genera el mayor consumo de agua azul y la menor huella hídrica verde. Por el contrario, para el seco se alcanza el mayor valor de huella hídrica (6.738 hm^3/año) que se compone por el menor consumo de agua azul y el mayor de verde. Para el año de climatología media se han obtenido, como era de esperar, unos valores intermedios entre los dos anteriores.

Los resultados anteriores indican que en los años secos, cuando la evapotranspiración es más alta, se generan los mayores valores de huella hídrica verde y los mínimos de azul. Asimismo, también revelan que los años húmedos, que suelen ser los que cuentan con más recursos hídricos disponibles, es cuando se produce la mayor huella hídrica azul. Por otro lado, se observa que los resultados del año húmedo (5.976 hm^3/año) y medio (5.994 hm^3/año) son similares, de lo que se deduce que limitar el cálculo a tres años no asegura que se estén seleccionando los valores extremos que se pueden producir en la DHS.

Si se analizan los resultados (Tabla 38) por zonas climáticas, se observan grandes diferencias; en las zonas Litoral, Noroeste y Centro Sur, siempre se generan los mayores valores de huella

hídrica, mientras que en la Vega Alta siempre se producen los menores. Una de las razones de esta distribución es la superficie de cada zona climática, ya que cuanto más grande es ésta más superficies de cultivo contienen y mayor es la huella hídrica. Para eliminar este efecto se presentan los mismos resultados anteriores en tanto por ciento respecto a la huella hídrica total generada en cada una de las zonas climáticas (Tabla 39), lo que sirve para indicar en qué zonas predominan los cultivos de secano frente a los de regadío y la distribución del agua consumida por ellos. Así, en las zonas del Noroeste y Noreste predominan los cultivos de secano, ya que los consumos de agua verde por parte de éstos (47%-74%) es unas cuatro veces superior a la que realizan los cultivos en regadío (12%-16%). Además, en estas dos zonas climáticas también se presentan los menores consumos de agua azul. Para el resto de zonas, el consumo de agua verde suele ser superior en los cultivos en regadío y la huella hídrica azul es la que predomina. Los valores máximos de consumo de agua azul se producen en la Vega Media (60% y el 74%) que es la que presenta menos cultivos en secano.

Tabla 39. Proporción de la huella hídrica HHA_S de cada zona climática.

Año	Huella hídrica (%)	Zonas climáticas							Totales
		Vega Alta	Vega Media	Centro Norte	Centro Sur	Litoral	Noroeste	Noreste	
1997 (seco)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	15%	3%	14%	23%	11%	68%	50%	30%
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	20%	22%	18%	16%	16%	13%	13%	16%
	HH_{Azul}	65%	74%	68%	61%	73%	19%	36%	54%
2001 (húmedo)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	24%	5%	23%	34%	18%	74%	60%	39%
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	31%	35%	29%	23%	28%	13%	16%	23%
	HH_{Azul}	45%	60%	49%	44%	54%	14%	24%	39%
2005 (medio)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	17%	4%	16%	26%	14%	68%	47%	31%
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	23%	23%	21%	19%	23%	12%	13%	18%
	HH_{Azul}	60%	73%	63%	55%	63%	20%	39%	51%

Fuente: elaboración propia

Si se expresan los resultados de huella hídrica anteriores por hectárea (m^3/ha/año) se muestra el patrón de consumo unitario de agua verde y azul en la DHS (Tabla 40). Estos resultados revelan que el consumo de agua azul es similar en toda la DHS, siendo máximo en la zona Centro Sur de la misma cuando la climatología es seca (1997). Por otro lado, el rango de consumos unitarios de agua verde es más amplio entre diferentes zonas climáticas y es mayor en los cultivos en secano que en los de regadío. La zona en la que se alcanzan los máximos valores de consumo de agua verde es el Noroeste, que en los años secos (1997) llega a ser el doble que en el Litoral. En términos globales, el consumo de agua verde en los años húmedos (2001) puede llegar a ser el doble que el de los años secos (1997).

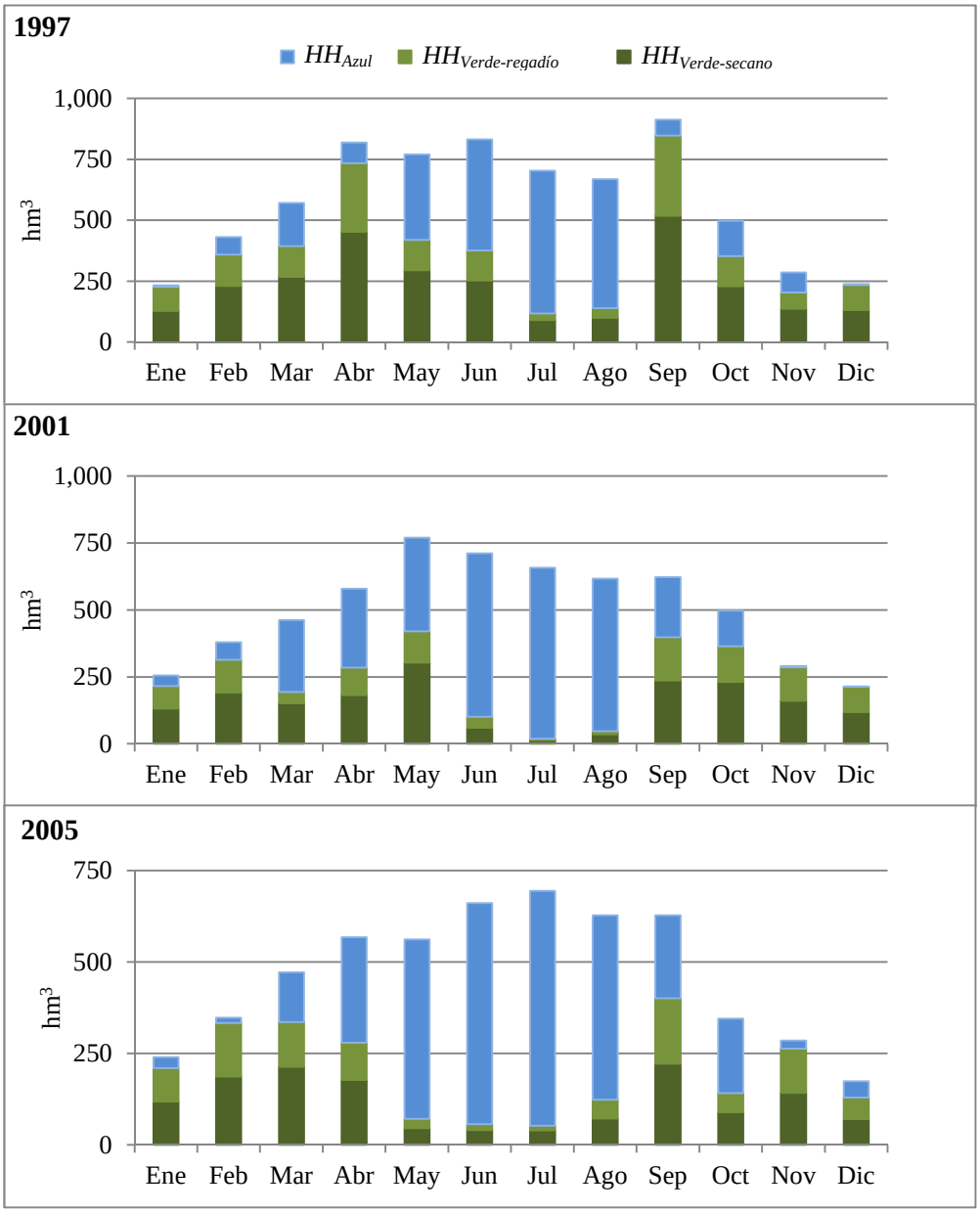
Tabla 40. Huella hídrica HHA_S por unidad de superficie.

Año	Huella hídrica (m^3/ha/año)	Zonas climáticas							Totales
		Vega Alta	Vega Media	Centro Norte	Centro Sur	Litoral	Noroeste	Noreste	
1997 (seco)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	2.625	2.408	2.035	2.849	2.108	3.828	2.865	2.674
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	2.493	2.257	2.023	2.344	1.896	4.097	2.694	2.543
	HH_{Azul}	8.054	7.533	7.621	8.792	8.556	6.056	7.516	7.732
2001 (húmedo)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	4.551	4.013	3.648	4.625	3.632	4.860	4.189	4.217
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	4.219	3.673	3.536	3.639	3.533	4.809	4.032	3.920
	HH_{Azul}	6.200	6.351	6.013	7.061	6.848	5.136	6.078	6.241
2005 (medio)	$HH_{Verde\text{-}secano}$	2.975	2.866	2.457	3.218	2.805	3.812	2.524	2.951
	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	2.844	2.444	2.364	2.822	2.690	3.919	2.553	2.805
	HH_{Azul}	7.478	7.783	7.224	8.083	7.543	6.293	7.597	7.429

Fuente: elaboración propia

Como todos los cálculos iniciales se han realizado a escala mensual, es posible visualizar la estacionalidad de cada tipo de huella hídrica que se ha generado dentro de la DHS (Figura 65). La representación gráfica de estos tres años indica una estacionalidad muy marcada en la que los meses de verano es cuando se genera tanto la mayoría de huella hídrica azul como la mínima verde (tanto en secano como en regadío), mientras que en los meses de primavera y otoño la huella hídrica verde alcanza sus valores más elevados, y en invierno es cuando se produce la menor huella hídrica azul.

Figura 65. Distribución mensual de las huellas hídricas HHA_S.



Fuente: elaboración propia

Por último, con la población actual de la DHS que se presenta en el capítulo 5 se calcula la huella hídrica per cápita para los tres años, obteniéndose valores entre 2.856 y 3.220 m^3/hab/año (Tabla 41). De los valores anteriores, 1.243 y 1.539 m^3/hab/año se deben a la huella hídrica azul y miden el consumo de agua per cápita, que puede asimilarse al Índice de Falkenmark de estrés hídrico definido en el capítulo 2 y que representa los recursos hídricos per cápita. Los valores de los Índices de Falkenmark se encontrarían en el rango 1.000-1.700 m^3/hab/año y, según los niveles de escasez de agua que fija este indicador, la DHS se encontraría en una situación de tensión hídrica regular (Tabla 7).

Tabla 41. Huella hídrica HHA_S per cápita.

Año hidrológico	Huella hídrica per cápita (m^3/hab/año)		
	Verde	Azul	Total
1997 (húmedo)	1.317	1.539	2.856
2001 (seco)	1.977	1.243	3.220
2005 (medio)	1.404	1.461	2.865

Fuente: elaboración propia

Los resultados presentados de la HHA_S para tres años revelan que el valor de la huella hídrica tiene un elevado rango de variación que depende de la climatología del año de cálculo, corroborando una de las conclusiones que Ge et al., (2011) saca de sus resultados de la evaluación de la huella hídrica per cápita en China. Por este motivo, con el fin de determinar la variabilidad del valor de la HHA_S para la DHS se repite en el siguiente epígrafe para las condiciones climáticas de todo el periodo de simulación del modelo SIMPA (1940-2010).

6.1.2 Cálculo de la HHA_S para todo el periodo de simulación

Al extender el cálculo de la HHA_S a toda la serie simulada con el modelo SIMPA (1940-2010) se obtienen los valores de $HH_{Verde\text{-}secano}$, $HH_{Verde\text{-}regadío}$, HH_{Azul} y HH_{Total} para cada uno de estos 70 años, lo que va a permitir realizar análisis más complejos: la determinación de los estadísticos básicos de las huellas hídricas anteriores, analizar la correlación entre las mismas y realizar su ajuste a una distribución de probabilidad.

La estadística descriptiva de los 70 resultados obtenidos (Tabla 42) muestra que el rango de la huella hídrica total se amplía considerablemente si se utiliza toda la serie (5.483 – 7.180 hm^3/año) en lugar de utilizar tres años (5.976 – 6.738 hm^3/año). El valor medio aumenta hasta alcanzar 6.170 hm^3/año lo que incrementa la huella hídrica per cápita media hasta 2.949 m^3/hab/año. Por último la desviación típica de la huella hídrica total resulta 397 hm^3/año con la que se obtiene un coeficiente de variación muy bajo (0,06).

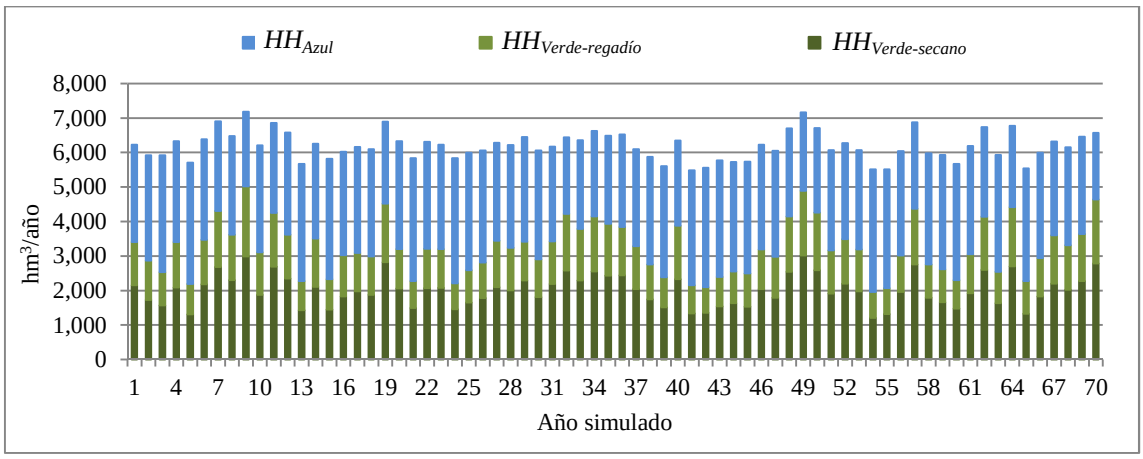
Tabla 42. Estadísticos básicos de la series de huellas hídricas obtenidas con la HHA_S.

Estadísticos básicos	HH_{Total}	$HH_{Verde\text{-}secano}$	$HH_{Verde\text{-}regadío}$	HH_{Azul}	**Unidades**
Media	6.170	2.017	1.214	2.954	hm^3/año
Máximo	7.180	3.018	2.037	3.632	
Mínimo	5.483	1.211	744	1.736	
Rango	1.697	1.807	1.292	1.896	
Desviación típica	397	448	299	383	
Coeficiente de variación	0,06	0,22	0,25	0,13	-
n	70	70	70	70	-

Fuente: elaboración propia

Al analizar las tres huellas hídricas en las que se divide la total (Tabla 42), se observa que la azul es la mayor, siendo su media 2.954 hm^3/año. La siguiente en volumen es la verde de secano cuya media es 2.017 hm^3/año y la menor de todas es la verde de regadío con una media de 1.214 hm^3/año. De estos resultados destaca que el rango de las huellas hídricas azul (1.896 hm^3) y verde-secano (1.807 hm^3) es mayor que la del total (1.697 hm^3). La representación gráfica de las tres huellas hídricas (Figura 66) obtenidas para cada año indica que, además de que el valor de las mismas depende de la climatología del año en el que se realice el cálculo, cuanto mayor es la huella hídrica verde menor es la azul, lo que hace disminuir el rango de la huella hídrica HHA_S. Por tanto, se produce un trade-off entre el color de la huella, equilibrando la huella hídrica HHA_S.

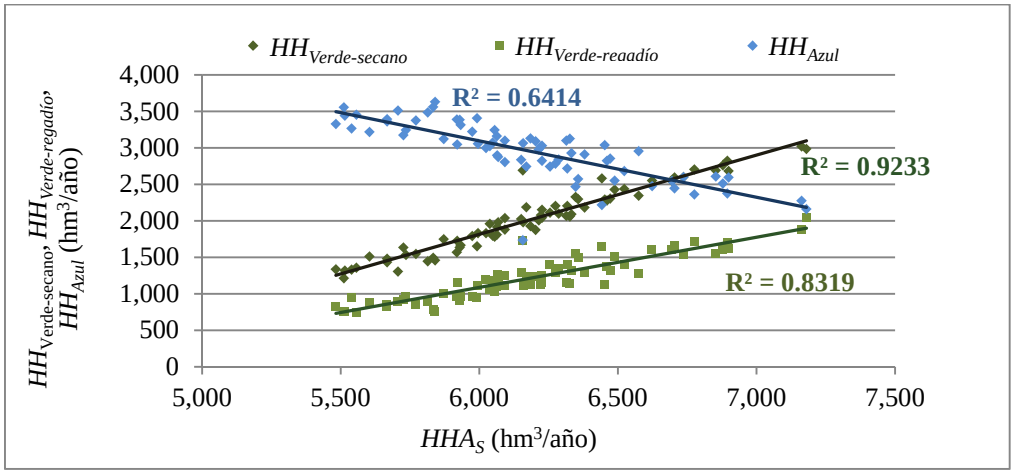
Figura 66. Huellas hídricas HHA_S.



Fuente: elaboración propia

Ahondando en esta cuestión, si se representan gráficamente estas tres huellas hídricas frente a la total (Figura 67), se observa que existen relaciones lineales entre las mismas que verifican la afirmación anterior. El ajuste entre la huella hídrica azul y la huella hídrica HHA_S ($R^2 > 0,64$) indica que tienen una relación positiva, mientras que la huella hídrica verde, tanto en secano ($R^2 > 0,92$) como en regadío ($R^2 > 0,83$), muestran una relación positiva con el valor de HHA_S.

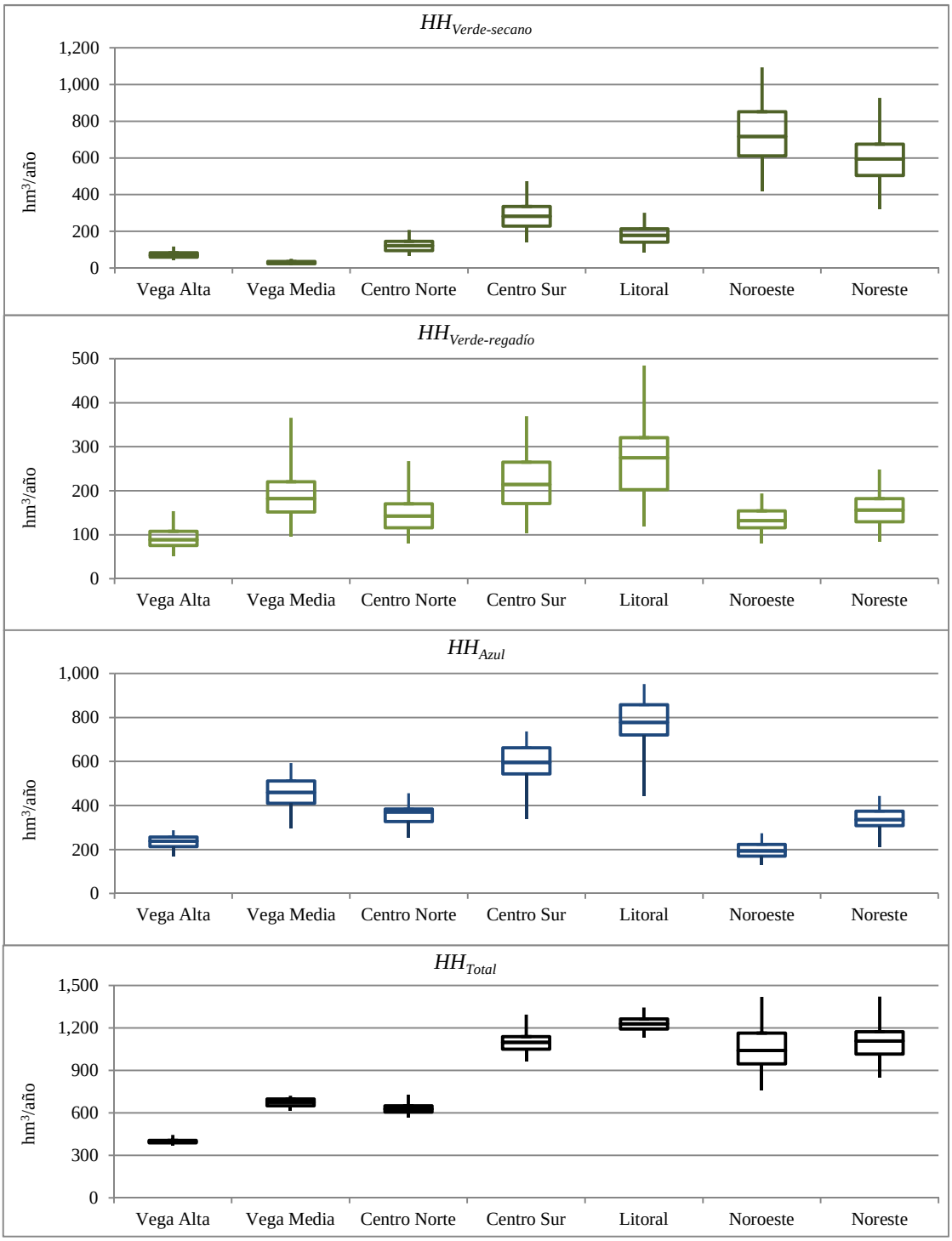
Figura 67. Relaciones entre las huellas hídricas y la total HHA_S.



Fuente: elaboración propia

La variabilidad de estas tres huellas hídricas se representa por zonas climáticas (Figura 68) utilizando un diagrama de cajas en las que los puntos extremos representan el primer y cuarto cuartil mientras que las cajas indican el primer y segundo cuartil.

Figura 68. Variabilidad de las huellas hídricas HHA_S.

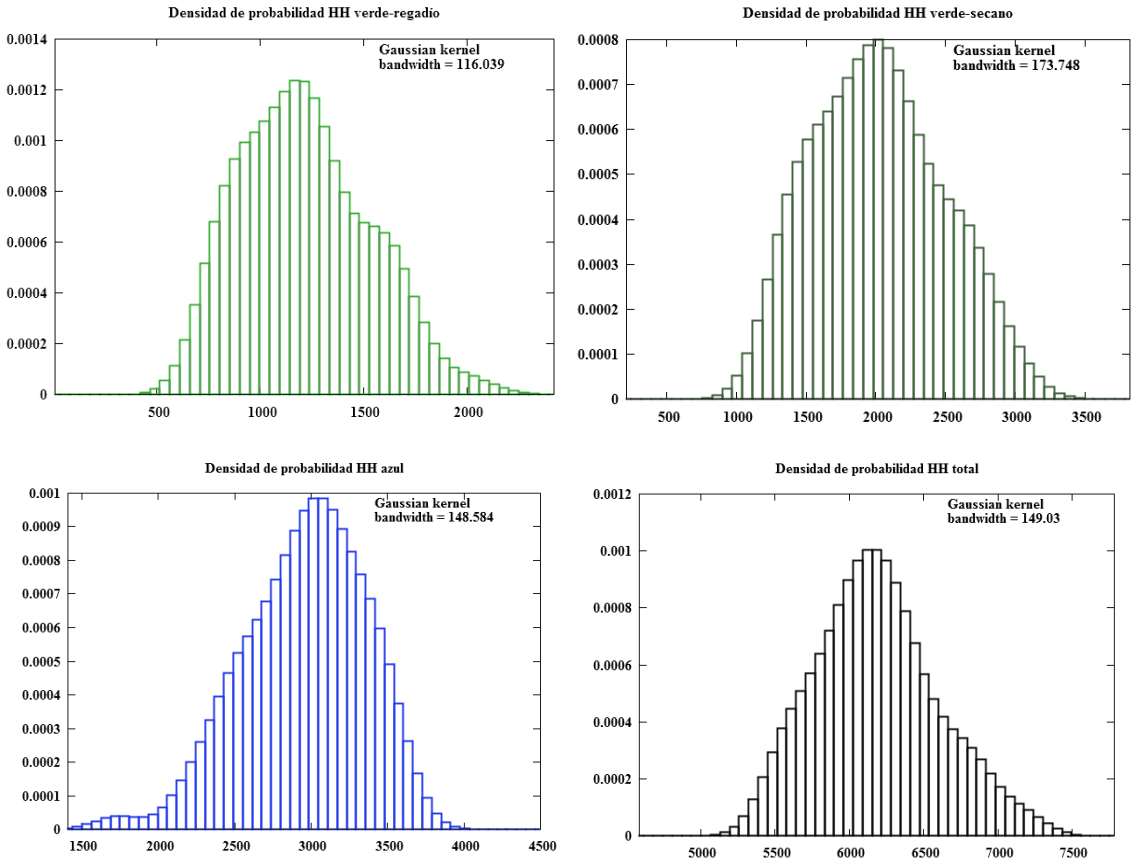


Fuente: elaboración propia

Los diagramas anteriores muestran que las zonas climáticas del Noroeste y Noreste son las que presentan la mayor variabilidad de la huella hídrica verde de secano y, al mismo tiempo, la menor variabilidad en la verde de regadío y azul. Los valores para las otras cinco zonas climáticas tienen un comportamiento similar: una baja variabilidad en la huella hídrica verde de secano, y alta en la verde en regadío y la azul. Para los valores agregados en la huella hídrica

total se observa que la suma de las tres huellas hídricas reduce el rango de variación, ya que se compensan, como se señaló anteriormente, los valores máximos de la verde con los mínimos de la azul.

Figura 69. Densidades de probabilidad estimadas de las huellas hídricas HHA_S.



Fuente: elaboración propia

Por último, las distribuiones de probabilidad (Figura 69) revelan que la huella hídrica verde, tanto en secano como en regadío ($HH_{Verde\text{-}secano}$ y $HH_{Verde\text{-}regadío}$) se comportan como distribuciones normales con asimetría positiva mientras que la azul es una variable normal con asimetría negativa (HH_{Azul}). La suma de las tres huellas hídricas proporciona una variable (HH_{Total}) con una distribución normal centrada.

Una vez estimadas las distribuciones de probabilidad es posible establecer los intervalos de confianza para cada una de las huellas hídricas y determinar la probabilidad de obtener un valor de huella hídrica superior o inferior a uno dado. A modo de ejemplo, el intervalo de confianza del 95% de la huella hídrica total es [5.392; 6.948], o que la probabilidad de obtener un valor de huella hídrica azul superior a la calculada para las condiciones del año 1980, que es de 2.446 hm^3, es, para otro año futuro cualquiera, del 89,8%.

6.2 Evaluación de la huella hídrica total de la DHS

Una vez presentados los resultados de la HHA_S se van a exponer los de la evaluación de la huella hídrica total (HHT) en la DHS para el escenario del estado actual (2010). Cabe recordar que la HHT es la metodología propia de esta investigación que soluciona algunas de las limitaciones de los enfoques previamente aplicados.

6.2.1 Huella hídrica verde

En el cálculo de la huella hídrica verde (HH_{Verde}) con la HHT en el escenario actual (2010), se asume que la distribución de cultivos en la DHS es la de la clasificación CLC del año 2000 y la evapotranspiración real es la serie de resultados 1940-2010 que proporciona el modelo SIMPA. Por lo tanto, los valores de la huella hídrica verde con la HHT son los mismos que con la HHA_S calculados en el apartado anterior, y no se repite en este punto.

6.2.2 Huella hídrica azul

El cálculo de la huella hídrica azul (HH_{Azul}) se realiza con la formulación expuesta en la metodología del capítulo 4, en la que el valor final de la misma se establece sumando cinco componentes: suministros, evaporación en los embalses, trasvases, desalación y reutilización.

6.2.2.1 Suministros

La huella hídrica azul generada por los suministros ($HH_{Azul\text{-}Sum}$) se debe a las derivaciones de agua azul que se destinan a las principales actividades económicas de la DHS (regadío, ganadería, abastecimiento, industrial y campos de golf) y a las demandas ambientales (mantenimiento de humedales). En la simulación del SRH, las cinco demandas anteriores se han agregado en dos tipos: abastecimiento, industrial y campos de golf en demandas urbanas (DU), y el regadío y la ganadería en demandas de riego (DR). Mientras, las necesidades hídricas de los humedales se han agrupado en una única demanda ambiental (D_{Amb}).

Tabla 43. Huella hídrica azul HHT de los suministros a las actividades económicas.

		D_{Amb}	DU	DR	Total
$HH_{Azul\text{-}Sum}$ **(hm³/año)**	Min	33,2	254,2	1.215,6	1.503,0
	Media	33,2	259,7	1.524,4	1.817,3
	Max	33,2	260,2	1.561,1	1.854,5

Fuente: elaboración propia

Los resultados muestran (Tabla 43) que el suministro a la D_{Amb} es de 33,2 hm^3 para todos los años, que representa el 100% de la misma. Sin embargo, la huella hídrica azul de la DU es de 259,7 hm^3 al año de media, lo que indica que para esta demanda se producen déficits dado que la misma es de 260,2 hm^3. Para las DR, el volumen medio de agua azul suministrado es 1.524,4

hm^3/año y varía entre 1.215,6 y 1.561,1 hm^3, lo que revela que el máximo déficit sería de 345,5 hm^3/año para este tipo de demandas. Por último, la agregación de las variables anteriores determina una huella hídrica azul ($HH_{Azul\text{-}Sum}$) en la DHS por el suministro de 1.817,3 hm^3/año de media, cuyo valor máximo es 1.854,7 hm^3/año y el mínimo 1.503,0 hm^3/año.

6.2.2.2 Evaporación en los embalses

El valor de la huella hídrica azul debida a la evaporación en los embalses ($HH_{Azul\text{-}Eva}$) ha resultado significativo, ya que el valor medio anual es de 62,9 hm^3/año, lo que supone el 8% de los recursos superficiales de la demarcación (Tabla 12). Esta huella hídrica azul para toda la DHS varía entre 46,9 y 99,3 hm^3/año y depende del volumen embalsado (Tabla 44).

Tabla 44. Huellas hídricas azules HHT de la evaporación, trasvase, desalación y reutilización.

	$HH_{Azul\text{-}Eva}$	$HH_{Azul\text{-}Tras}$	$HH_{Azul\text{-}Des}$	$HH_{Azul\text{-}Reu}$	**Unidades**
Min	46,9	-354	-15,7	-202,4	(hm^3/año)
Media	62,9	-354	-56,4	-236,1	
Max	99,3	-354	-77,6	-253,5	

Fuente: elaboración propia

Si el objetivo principal del estudio fuera evaluar la huella hídrica de los sectores económicos de la DHS, la evaporación que se genera en cada embalse se debería asignar a la actividad económica que se beneficia de su explotación. Para el caso de la DHS, a pesar de que existen explotaciones hidroeléctricas en la mayoría de los embalses, la función principal de los mismos es regular los recursos hídricos superficiales con el fin de aumentar la garantía de suministro de las actividades económicas que componen las DU y las DR. Así, se asignaría el 85% de la huella hídrica azul de la evaporación al regadío y el 15% restante al uso urbano, respetando los porcentajes que dichos sectores suponen en la demanda total.

6.2.2.3 Trasvases

Los trasvases se han simulado como una aportación constante que entra en el SRH e incrementa la disponibilidad de agua azul en el mismo. Su valor es la suma de los caudales introducidos en la red de flujo del modelo OPTIGES para simular el trasvase que procede de la cabecera del Tajo (337 hm^3/año) y el del Negratín hacia el sur de Almería (17 hm^3/año). Como la DHS es receptora de ambos trasvases, la huella hídrica ($HH_{Azul\text{-}Tras}$) tiene signo negativo y es de -354 hm^3/año (Tabla 44).

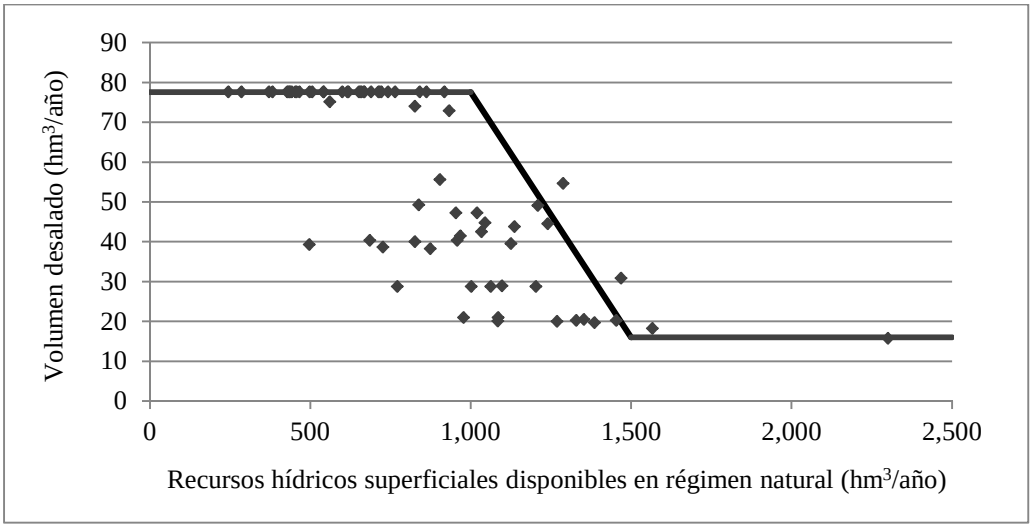
6.2.2.4 Desalación

La simulación para el estado actual indica que el volumen medio anual que se desala en la DHS es de 56,4 hm^3/año, valor que representa el 70% de la capacidad máxima de las instalaciones

(81 hm^3/año). Este volumen desalado varía entre 15,7 y 77,6 hm^3/año y depende de los recursos hídricos superficiales disponibles en cada año (Figura 70). Se suele producir la desalación máxima cuando los recursos superficiales en un año son inferiores a 900 hm^3/año, mientras que en los años en los que los recursos son superiores a 1.500 hm^3/año la única desaladora que está en funcionamiento es la de Mazarrón, ya que los regadíos de esta zona no tienen acceso a recursos superficiales de la DHS. Cuando los recursos se encuentran entre 900 y 1.500 hm^3/año el volumen desalado se encuentra entre 15,7 y 77,6 hm^3/año (Tabla 44).

En ninguna de las 70 simulaciones se llega a alcanzar la capacidad máxima de 81 hm^3/año, dado que las desaladoras destinadas exclusivamente a regadío no funcionan de forma permanente, al no requerir un volumen constante durante todo el año.

Figura 70. Relación entre los recursos hídricos superficiales y el volumen desalado en la DHS.



Fuente: elaboración propia

En definitiva, para el escenario actual la desalación supone un aumento de agua azul en la DHS que genera una huella hídrica azul ($HH_{Azul\text{-}Des}$) negativa de -56,4 hm^3/año de media, que varía entre -77,6 y -15,7 hm^3/año.

6.2.2.5 Reutilización

El volumen reutilizado se calcula a partir de la ecuación de balance presentada en el capítulo 4 utilizando como datos de entrada los resultados del modelo OPTIGES. El valor final que arroja este cálculo es de 236,1 hm^3/año de media, que varía entre 202,4 y 253,5 hm^3/año, comprendiendo tanto la reutilización que se realiza de forma directa como indirecta. Este volumen resulta un importante recurso en la DHS ya que representa el 16% de los recursos hídricos totales que se utilizan en el regadío (Tabla 43). Finalmente, esta reutilización representa en media una huella hídrica azul ($HH_{Azul\text{-}Reu}$) de -236,1 hm^3/año (Tabla 44).

6.2.2.6 Huella hídrica azul total

La suma de las cinco huellas hídricas anteriores proporciona un valor total de la misma (HH_{Azul}) para la DHS (Tabla 45) de 1.201 hm^3/año de media, que varía entre 862 y 1.344 hm^3/año. De los estadísticos obtenidos para esta variable uno de los más importantes es el rango al representar el déficit máximo de las demandas de la DHS en un año (482 hm^3).

Tabla 45. Estadísticos básicos de la huella hídrica azul HHT.

Estadísticos básicos	HH_{Azul}	Unidades
Media	1.201	hm^3/año
Máximo	1.344	
Mínimo	862	
Rango	482	
Desviación típica	90	
Coeficiente de variación	0,07	-
n	70	-

Fuente: elaboración propia.

El cálculo de la HH_{Azul} con la HHT ha permitido identificar los diferentes orígenes del agua azul que se ha utilizado en la generación de la misma, lo que ha permitido descomponerla en: azul claro, azul oscuro y negra (Tabla 46). La huella hídrica azul claro, que resulta de sumar el suministro realizado con aguas superficiales y las pérdidas por evaporación en los embalses, es 730,0 hm^3/año de media. La huella hídrica azul oscuro, que son las extracciones de recursos subterráneos renovables, es 160,8 hm^3/año, y la huella hídrica negra generada por la sobreexplotación de los acuíferos asciende a 372,6 hm^3/año. Por otra parte, los recursos hídricos alternativos (desaladora, reutilización y trasvases) suministran un volumen medio anual de 647,5 hm^3/año que sirve para reducir la huella hídrica azul anual en un 35%, lo que refleja la importancia de los mismos en esta demarcación hidrográfica.

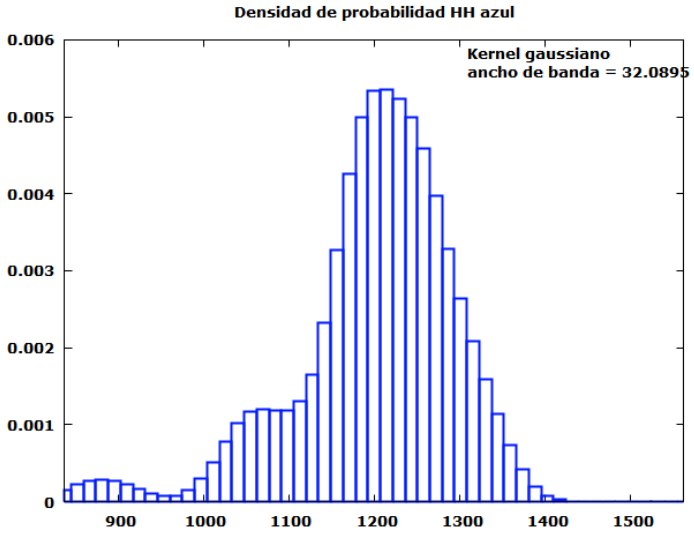
Tabla 46. Origen del agua azul utilizada en el escenario del estado actual (2010) de HHT.

Suministro de agua azul a las demandas (hm^3/año)							
Superficiales	Subterránea renovable	Subterránea no renovable	Desaladoras	Reutilización	Trasvases	Evaporación	Total
Azul claro	Azul oscuro	Negra	Recursos alternativos			Azul claro	
667,1	**160,8**	**372,6**	**56,4**	**236,1**	**354,0**	**62,9**	**1.847,0**

Fuente: elaboración propia.

Por último, al representar gráficamente la distribución de probabilidad estimada para la huella hídrica azul de la HHT (Figura 71), se observa que se comporta como una distribución normal con asimetría negativa.

Figura 71. Densidad de probabilidad estimada de la huella hídrica azul HHT determinada.



Fuente: elaboración propia.

6.2.3 Huella hídrica gris

La huella hídrica gris (HH_{Gris}) se ha calculado aplicando la formulación expuesta en el capítulo 4, utilizando como información de entrada los resultados de la simulación del SRH para el escenario de 2010 y los datos de concentraciones expuestos en el capítulo 5 para dicho escenario.

En primer lugar se exponen los resultados anuales que se han obtenido para la huella hídrica gris según el destino del vertido, diferenciando entre las masas de aguas superficiales (HH_{Gris_Sup}) y subterráneas (HH_{Gris_Sub}). Asimismo, también se ha distinguido en función del origen del retorno entre urbano (DU) y de regadío (DR).

Tabla 47. Huella hídrica gris en el escenario de 2010.

HH_{Gris} (hm^3/año)	DR	DU	Total
HH_{Gris_Sup}	61	965	1.027
HH_{Gris_Sub}	121	2	123
HH_{Gris_Total}	183	967	1.150

Fuente: elaboración propia.

Los resultados (Tabla 47) muestran que la huella hídrica gris media generada por los vertidos urbanos es de 967 hm^3/año, mientras que la que se produce por los retornos de regadío es de 183 hm^3/año, lo que revela la importancia que los retornos urbanos tienen en el cálculo de la huella hídrica gris de la DHS.

Respecto al destino del vertido, se observa que los retornos urbanos son los responsables de la mayoría de la huella hídrica gris en las masas de aguas superficiales, mientras que los regadíos

lo son en las subterráneas. En conjunto, la huella hídrica gris en la DHS alcanza el valor de 1.150 hm^3/año, que es un valor equivalente al de la azul (Tabla 45).

Tabla 48. Estadísticos básicos de la huella hídrica gris de HHT.

Estadísticos básicos	HH_{Gris}	Unidades
Media	1.150	hm^3/año
Máximo	1.156	
Mínimo	1.095	
Rango	61	
Desviación típica	11	
Coeficiente de variación	0,01	-
n	70	-

Fuente: elaboración propia.

Los resultados han revelado que los nitratos (NT) son los responsables de la huella hídrica gris generada por el regadío y por los vertidos urbanos sobre las aguas subterráneas. Mientras que la originada por los urbanos en las aguas superficiales se debe a los fosfatos (PT), al ser el contaminante que mayor volumen necesita para ser diluido.

Por último, de los 70 años en los que se ha calculado la huella hídrica, 48 tienen el valor de 1.164 hm^3/año, por lo que la huella hídrica gris no tiene una distribución bien definida y no ha sido posible determinar la distribución de probabilidad estimada para la misma.

6.2.4 Huella hídrica total con la HHT

La huella hídrica total se determina sumando las tres series de huellas hídricas calculadas previamente, obteniéndose una nueva serie cuyo valor medio es 5.582 hm^3/año y que varía entre 3.962 y 7.522 hm^3/año (Tabla 49).

Tabla 49. Estadísticos básicos de la serie de huella hídrica total obtenida con la HHT.

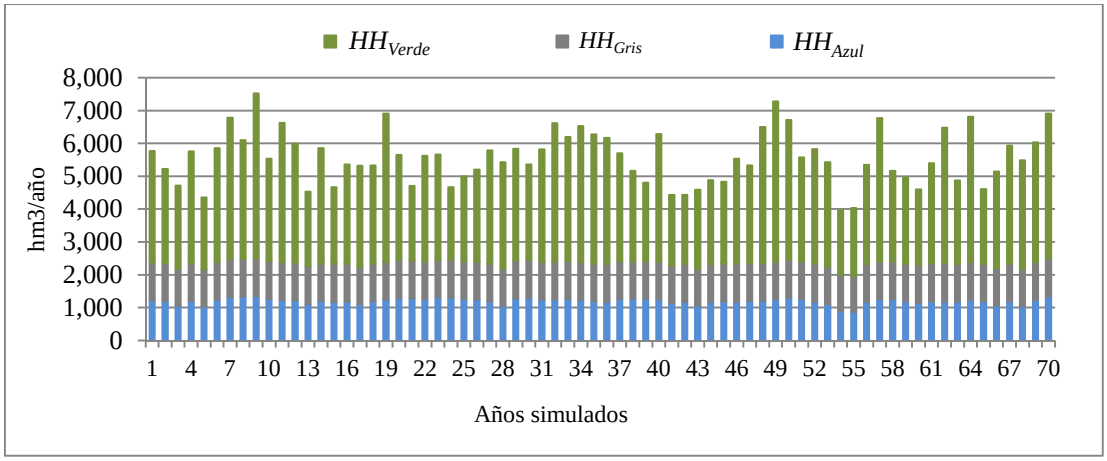
Estadísticos básicos	HH_{Total}	Unidades
Media	5.582	hm^3/año
Máximo	7.522	
Mínimo	3.962	
Rango	3.560	
Desviación típica	793	
Coeficiente de variación	0,14	-
n	70	-

Fuente: elaboración propia.

La representación de los valores de huella hídrica de cada año descompuestos por colores (Figura 72) indica que la variabilidad de la huella hídrica verde es elevada mientras que la de la azul y la de la gris es inapreciable. Esta baja variabilidad para las huellas hídricas azul y gris se debe al uso de los resultados del CHA en la contabilidad de la HHT, ya que incluir la regulación

de los recursos hídricos por medio de los embalses hace que en la mayoría de años secos se consiga suministrar el volumen demandado por las actividades económicas, manteniendo los valores huella hídrica azul y gris.

Figura 72. Huellas hídricas HHT.

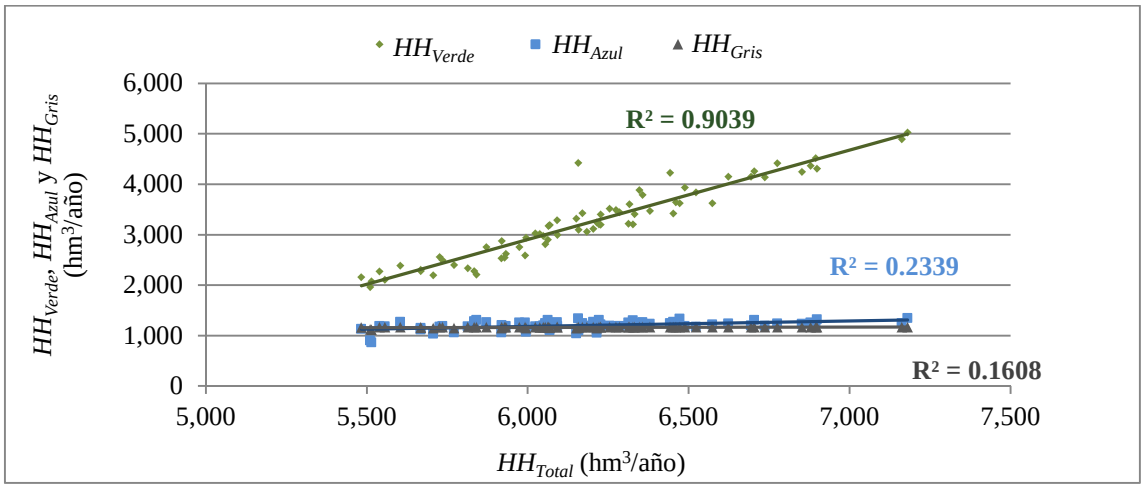


Fuente: elaboración propia.

Al representar las huellas hídricas verde, azul y gris frente a la total (Figura 73) se obtienen los siguientes resultados:

- La huella hídrica verde y la total tienen una relación lineal positiva con un ajuste muy elevado (R^2 = 0,90).
- La línea de tendencia entre las huellas hídricas gris y azul respecto a la total es paralela al eje de abscisas y el coeficiente de determinación en ambas más bajo, lo que revela que las dos variables son independientes de la total (y de la climatología).

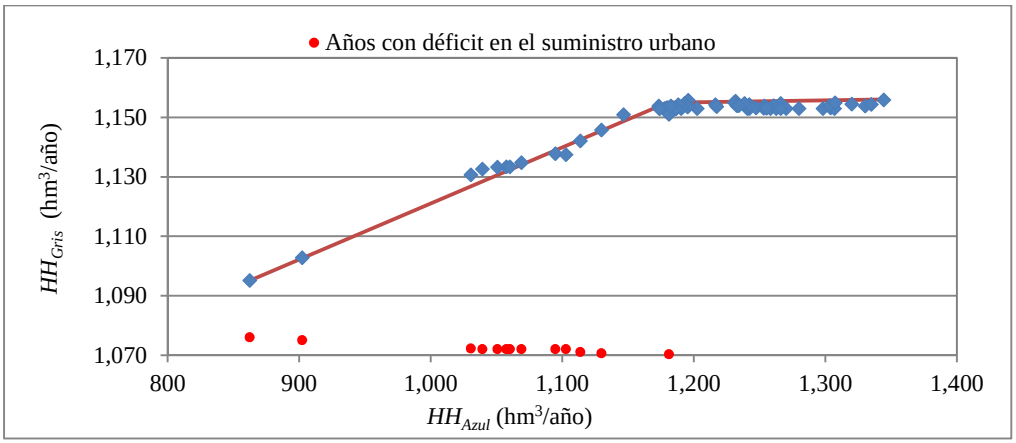
Figura 73. Relaciones entre las huellas hídricas y la total HHT.



Fuente: elaboración propia.

Como la huella hídrica gris depende de los retornos de los suministros a las demandas, se va a representar esta variable frente a la huella hídrica azul con el fin de determinar la relación entre ambas. La gráfica obtenida (Figura 74) muestra que la relación entre las dos variables se puede definir por dos tramos lineales: el primero de mayor pendiente indica la fuerte dependencia que tiene el retorno urbano sobre la huella hídrica gris, ya que en esta recta es cuando se producen los déficits en las DU, y el segundo con pendiente casi nula revela que los retornos de las DR no tienen influencia sobre la huella hídrica gris total de la DHS a partir de un valor de la misma de aproximadamente 1.200 hm^3/año.

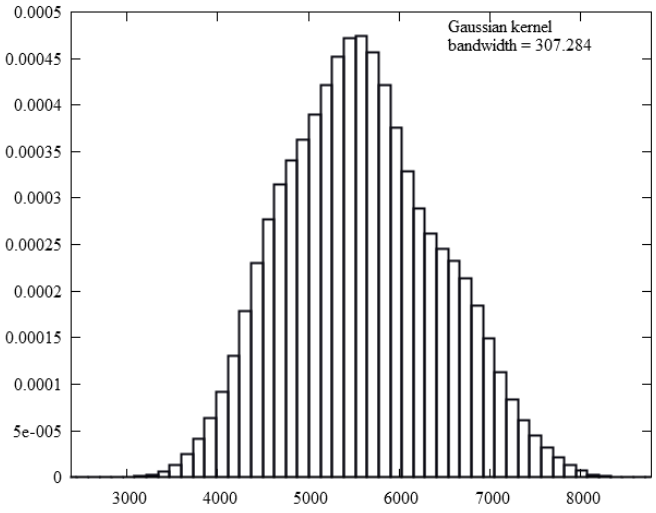
Figura 74. Relación entre la huella hídrica azul y la gris (HHT).



Fuente: elaboración propia.

La representación de la densidad de probabilidad estimada para la huella hídrica total (Figura 75) determinada con la HHT indica que esta variable sigue una distribución normal. Por tanto, el intervalo de confianza del 95 % de la huella hídrica total en la DHS para el escenario de 2010 es [4.026; 7.134].

Figura 75. Densidad de probabilidad estimada para la huella hídrica total HHT.



Fuente: elaboración propia.

Una vez presentados los resultados de la HHT se va a estudiar la influencia que tiene el periodo de simulación utilizado sobre el valor final de la huella hídrica. Para ello se ha aplicado la HHT para el escenario actual (2010) utilizando la serie 1980-2010 denominada como "serie corta".

Las diferencias obtenidas entre los resultados de la "serie corta" respecto a los anteriores de la "serie larga" (Tabla 50) no son significativos: un descenso del 3% en la huella hídrica verde y del 2% en la azul, y la misma huella hídrica gris, que en su conjunto supone una disminución del 2% para la huella hídrica total de la DHS.

Tabla 50. Influencia de la serie de cálculo utilizada en la huella hídrica.

	Escenario 2010		
Huellas Hídricas (hm^3/año)	**Serie corta (hm^3)**	**Serie larga (hm^3)**	**Diferencia (%)**
Verde	3.148	3.231	-3%
Azul	1.171	1.201	-2%
Gris	1.147	1.150	0%
Total	5.467	5.582	-2%

Fuente: elaboración propia.

6.2.5 Análisis de la sostenibilidad ambiental de la gestión de la DHS

Una vez presentados y discutidos los resultados que de la huella hídrica en la DHS para el estado actual, se presenta el análisis de la sostenibilidad ambiental de la planificación hidrológica de la misma utilizando este indicador. Se ha seguido la metodología presentada en el capítulo 4 que se divide en tres partes, una para cada color de huella hídrica.

6.2.5.1 Huella hídrica verde

Para el cálculo de este indicador se tiene que determinar, además de la huella hídrica verde, la disponibilidad de agua verde (DA_{Verde}) utilizando los criterios expuestos en el capítulo 4 (Tabla 10). La aplicación de estos criterios muestra que los espacios naturales seleccionados para esta demarcación ocupan el 29% de la superficie de la DHS [6] mientras que la superficie de improductivos es del 6%.

Una vez definidas estas superficies se determina, por zonas climáticas (x) y a escala mensual (t), el $DA_{Verde}[x,t]$ con el que se calcula la escasez de agua verde ($EA_{Verde}[x,t]$). Los resultados obtenidos se agregan con el fin de presentar el valor medio de la serie de $EA_{Verde}[t]$ de cada zona climática *x* y el valor de la EA_{Verde} para el conjunto de la DHS.

[6] Este valor se encuentra dentro del rango recomendado por Noss & Cooperrider (1994) y por Svancara et al. (2005), y es similar al 30% propuesto por Hoekstra et al. (2011) para el cálculo de la $ET_{Natural}$.

Tabla 51. Escasez de agua verde (EA_{Verde}) en el escenario del estado actual (2010).

Zona Climática							Total DHS
Vega Alta	Vega Media	Centro Norte	Centro Sur	Litoral	Noroeste	Noreste	
0,86	0,99	0,77	0,86	0,97	0,68	0,80	0,77

Fuente: elaboración propia.

Los valores de las EA_{Verde} (Tabla 51) muestran que la gestión del agua verde en la DHS es sostenible, ya que para todas las zonas climáticas son menores que uno y la superficie de cultivos existente hace un buen uso del agua verde. También se observa que en la Vega Media y el Litoral se consume prácticamente toda la disponibilidad de agua verde (DA_{Verde}), revelando que la mayoría de la superficie susceptible de ser cultivable se encuentra en producción. Por el contrario, el Noroeste y el Centro Norte son las que tienen un menor EA_{Verde}, por lo que sería posible ampliar la agricultura en secano en las mismas.

6.2.5.2 Huella hídrica azul

El indicador escasez de agua azul ($EA_{Azul}[t]$) se calcula a escala mensual para toda la DHS, y posteriormente se agrega para conocer el valor a lo largo del periodo de simulación del SRH. Seguidamente, se realiza un estudio pormenorizado con el fin de detectar si se cumplen los caudales ecológicos y si existe sobreexplotación de los acuíferos.

Antes de presentar los resultados de forma agregada en el tiempo se han analizado los mismos de forma mensual, tal y como establece la metodología estándar (Hoekstra et al., 2011), obteniendo algunos meses valores de EA_{Azul} próximos a 20 que indicarían una gestión insostenible, mientras que en otros el valor es prácticamente nulo (EA_{Azul} = 0,05), lo que revelarían un uso sostenible. Esta dispersión se debe a que en el cálculo no se está teniendo en cuenta la capacidad de regulación de la cuenca, confirmándose que se debe realizar una agregación de todo el periodo de simulación para obtener conclusiones acordes con la realidad.

Al agregar la EA_{Azul} en el tiempo resulta un valor de 1,30 (> 1), que revela que la DHS presenta una escasez de agua azul moderada (Hoekstra et al., 2012). Este indicador implica un Índice de Vulnerabilidad de 130% (Tabla 8), con el que se puede afirmar que el nivel de escasez de agua azul de la DHS es grave y que la planificación hidrológica actual no promueve una gestión sostenible de los recursos hídricos. Las actividades económicas están utilizando un 30% más de los recursos hídricos disponibles, que pueden proceder de tres fuentes diferentes: del no cumplimiento de los caudales ecológicos, de déficits en la demanda ambiental y/o de la sobreexplotación de los acuíferos.

Con el fin de determinar el origen de los mismos, en primer lugar se estudia si se cumplen o no los caudales ecológicos y la demanda ambiental fijados, cuantificando posteriormente la sobreexplotación de los acuíferos.

El cálculo del índice de escasez de agua azul ecológica (EA_{Azul_Eco}) se ha realizado en 9 de los 15 tramos fluviales que representan la red natural simulada con OPTIGES, que son los que tienen establecido un régimen de caudales ecológico (Figura 47). Los resultados de estos indicadores (Tabla 52) muestran que la mayoría de los caudales ecológicos se cumplen (≤ 1), exceptuando el tramo del río Mula que alcanza el valor de 27. Se han analizado los caudales en este río y se ha visto que en algunos meses de sequía el caudal en régimen natural es menor que el ecológico fijado, por lo que se ha considerado oportuno eliminar el tramo del río Mula del análisis, dada esta incongruencia normativa. Al prescindir de este tramo se puede afirmar que con la planificación hidrológica actual es posible cumplir con los caudales ecológicos.

Tabla 52. Escasez de Agua Ecológica (EA_{Azul_Eco}) en el estado actual (2010).

Nombre	EA_{Azul_Eco}
Río Segura desde Cenajo hasta CH Cañaverosa	1,00
Río Segura desde confluencia con río Quípar a azud de Ojós	0,29
Río Segura desde azud de Ojós a depuradora aguas debajo de Archena	0,28
Río Mundo desde embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	0,87
Río Alhárabe hasta Camping La Puerta	1,00
Río Argos después del embalse	
Río Quípar antes del embalse	
Río Mula desde el río Pliego hasta el embalse de Los Rodeos	**27,0**
Encauzamiento río Segura, entre Contraparada y Reguerón	1,00
Encauzamiento río Segura, desde Reguerón a Beniel	1,00
Encauzamiento río Segura, desde Beniel a San Antonio	0,56

Fuente: elaboración propia

Para la demanda ambiental (D_{Amb}) se obtiene un valor para la EA_{Azul_Amb} igual a 1, que indica que en la DHS se respeta el volumen asignado para el mantenimiento de las zonas húmedas.

Por último se analiza si existe sobreexplotación de acuíferos con el cálculo de la escasez de agua azul oscura (EA_{Azul_Osc}) para cada acuífero simulado en el modelo OPTIGES (Tabla 53). Los resultados muestran que existe una fuerte sobreexplotación de las aguas subterráneas en toda la DHS que se centra principalmente en los acuíferos localizados en el Altiplano, en el Noreste, en los Afluentes de la Margen Derecha (Alhárabe, Argos y Quipar) y en el río Mula. En los acuíferos del Campo de Cartagena y en la Vega del Segura la sobreexplotación es menor, ya que poseen una fuerte recarga por los retornos de riegos que, si bien ayuda a reducirla, no es suficiente para eliminarla.

El EA_{Azul_Osc} proporciona información de la posibilidad de que exista sobreexplotación en los acuíferos de una zona, sin poder fijar el volumen de la misma. Es por ello, y con el fin de determinar en qué zonas la sobreexplotación es mayor en términos absolutos, también se presentan los volúmenes medios anuales de las recargas y de la sobreexplotación en cada acuífero (Tabla 53). Con esta nueva información, las zonas que presentan una mayor sobreexplotación en términos absolutos son el Altiplano, el valle del Guadalentín y los acuíferos del Noreste. Mientras que la zona del río Mula, pese a tener una EA_{Azul_Osc} de 11,66, es donde se extraen menos recursos no renovables. Además, la sobreexplotación media de la DHS calculada como la media ponderada las EA_{Azul_Osc} ha resultado 2,19, lo que significa que se están bombeando más del doble de los recursos subterráneos renovables.

Tabla 53. EA_{Azul_Osc} en el estado actual (2010).

Acuíferos	EA_{Azul_Osc}	**Recarga (hm^3/año)**	**Sobreexplotación (hm^3/año)**
Altiplano	3,20	40	88
Noreste	3,00	22	45
Campo de Cartagena	1,28	48	13
Afluentes de la Margen Derecha	3,46	7	18
Mazarrón y Águilas	2,52	16	24
Guadalentín	1,97	60	58
Mula	11,66	1	10
Vega del Segura	1,66	49	32
Total	2,19*	243	288
(*) Media ponderada de la EA_{Azul_Osc}			

Fuente: elaboración propia

Algunos de los resultados que se han obtenido de la sobreexplotación en la DHS se han podido contrastar con cifras publicadas por la CHS. Por ejemplo, en el Esquema provisional de Temas Importantes de 2008 (CHS, 2008) se presenta una sobreexplotación en el Altiplano de 88 hm^3/año, y en el ETI de 2013 (CHS, 2013a) se indica que la sobreexplotación total en la DHS es superior a los 280 hm^3/año, lo que valida los resultados obtenidos con la simulación del SRH para el estado actual (2010).

6.2.5.3 Huella hídrica gris

El análisis de la sostenibilidad de la huella hídrica gris se realiza aplicando la formulación presentada en el capítulo 4, en la que se diferencian las masas de aguas superficiales de las subterráneas. En la DHS se tienen que analizar 15 superficiales que corresponden a los tramos principales de la red de flujo del SRH y 6 subterráneas que representan a los acuíferos que reciben retornos de demandas.

A cada una de las masas de agua se les asigna la huella hídrica que se genera en las mismas y se compara con el caudal que es capaz de diluir los contaminantes que entran en ellas. En las

superficiales este caudal corresponde a los caudales que circulan por la red fluvial (Q_{Cir}), y en las subterráneas es la recarga natural más la artificial procedente de los retornos de las demandas. Con estos datos se obtiene el nivel de contaminación del agua superficial (NCA_{Sup}) y subterráneo (NCA_{Sub}) para cada masa de agua.

La evaluación del NCA_{Sup} en la DHS (Tabla 54) comienza en la cabecera del río Segura aguas abajo del embalse del Cenajo, que es donde se encuentran los primeros retornos urbanos y de regadío. El valor del NCA_{Sup} en este tramo es de 0,09, lo que indica que la contaminación es asumible por el caudal que circula por el mismo, ya que sólo se consume el 9% de la capacidad de dilución. La contaminación generada en la cabecera del Mundo también ha resultado asumible por los caudales que circulan por los dos tramos simulados para este afluente, ya que los valores de NCA_{Sup} que se han obtenido son 0,11 y 0,10, respectivamente.

Tabla 54. Nivel de contaminación del agua superficial (NCA_{Sup}) para el estado actual (2010).

Tramo estudiado	$\boldsymbol{NCA_{Sup}}$
Río Segura desde Cenajo hasta confluencia con el río Mundo	0,09
Río Segura desde confluencia con el río Mundo hasta confluencia con el río Quipar	0,07
Río Segura desde confluencia con río Quípar hasta azud de Ojós	0,10
Río Segura desde azud de Ojós a la Contraparada	0,33
Río Segura, entre Contraparada y Reguerón	0,75
Río Segura, desde Reguerón a Beniel	**4,43**
Río Segura, desde Beniel a San Antonio	**6,98**
Río Segura, desde San Antonio al Mar	**15,97**
Río Mundo desde el Talave hasta Camarillas	0,11
Río Mundo desde Camarillas hasta la confluencia con el río Segura	0,10
Afluentes de la Margen derecha	**6,70**
Río Mula	**8,78**
Río Guadalentín desde el embalse de Puentes hasta Lorca	**15,37**
Río Guadalentín desde Lorca hasta el Paretón	**23,88**
Río Guadalentín desde el Paretón hasta el Reguerón.	**4,25**

Fuente: elaboración propia

En el tramo que comienza en la confluencia del río Segura con el río Mundo se reduce el nivel de contaminación hasta 0,07 porque se mantiene la huella hídrica gris y aumenta el caudal que circula por el mismo. A continuación, cuando al río Segura se le unen los vertidos de los afluentes de la margen derecha, en los que el escaso caudal que circula por ellos no es suficiente para diluir la pequeña contaminación vertida sobre ellos (NCA_{Sup} = 2,56), aumenta la huella hídrica gris pero el NCA_{Sup} sólo aumenta hasta 0,08.

Cuando el río Segura sale del azud de Ojós la contaminación se incrementa por los retornos de regadío, pero los niveles de contaminación continúan siendo sostenibles (0,27). Esta situación se mantiene hasta la unión del río Segura con el río Guadalentín, denominado en su tramo final

como Reguerón (0,56). A partir de la confluencia con el Guadalentín el río Segura recibe los principales retornos urbanos que, junto con los que proceden del río Guadalentín, hacen que el valor de NCA_{Sup} ascienda a 4,27, indicando que a partir de dicho punto el río Segura comienza a ser insostenible. En el siguiente tramo que finaliza en el azud de San Antonio, el NCA_{Sup} aumenta a 6,16 y desde este azud hasta la desembocadura en el mar, pese a que no existen más vertidos el NCA_{Sup} se incrementa hasta 15,34, debido a que el caudal ecológico es este último tramo es nulo.

Por último, al igual que pasa en el tramo anterior a la desembocadura, la ausencia de caudal ecológico en el río Guadalentín hace que el nivel de contaminación en los tres tamos simulados en el mismo también sea muy elevado, llegando a ser superior que en el tramo final del río Segura.

Los resultados de nivel de contaminación de las masas de agua subterránea (NCA_{Sub}) muestran que la contaminación que reciben los acuíferos es sostenible (Tabla 55), ya que todos los NCA_{Sub} son menores que 1.

Tabla 55. NCA_{Sub} y concentración media de entrada en cada acuífero para el estado actual (2010).

Acuíferos	NCA_{Sub}	$[NO_3^{2-}]$ (mg/l)
Altiplano	0,32	134
Noreste	0,72	99
Campo de Cartagena	0,52	95
Afluentes de la Margen Derecha	-	-
Mazarrón y Águilas	0,44	67
Guadalentín	0,88	151
Mula	-	-
Vega del Segura	0,39	32

Fuente: elaboración propia

Este resultado contrasta con los publicados por la CHS en relación a la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas (CHS, 2008; CHS, 2013b), donde se indica que existen problemas de contaminación por nitratos en los acuíferos de la Vega Baja del río Segura, en los del valle del Guadalentín y en los del Campo de Cartagena. Esta contradicción se puede explicar porque en este trabajo: i) sólo se está teniendo en cuenta el valor medio de un grupo de acuíferos y es posible que no se detecten zonas concretas con concentraciones mayores a los límites permitidos, ii) la concentración de los retornos de regadío que se está utilizando en los cálculos esté subestimada, como puede ser el caso del acuífero de la Vega del Segura en el que la concentración media de los retornos que vierten en él es de tan sólo 32 mg/l, que es una concentración menor al límite de 50 mg/l permitido.

A continuación se realiza un análisis de sensibilidad de la concentración de nitratos utilizada en los retornos de regadío, con el fin de cuantificar la influencia que tiene sobre el valor de la huella hídrica gris y sobre el NCA_{Sub}.

6.2.6 Sensibilidad de la huella hídrica gris a la concentración de los retornos de regadío

Como se acaba de señalar, existe cierta incertidumbre en el valor utilizado de las concentraciones de nitratos de los retornos de regadío en el cálculo de la huella hídrica gris. Con el fin de cuantificarla, se va a realizar un análisis de sensibilidad dividido en dos partes. En primer lugar se va a estudiar su influencia sobre la huella hídrica gris total y, en segundo lugar, se va examinar cómo afecta al valor del NCA_{Sub}, ya que las aguas subterráneas son el principal medio receptor de este tipo de retornos.

En la primera parte se calcula la huella hídrica gris del escenario actual 2010 cambiando el valor de las tres concentraciones de los retorno de regadío (c_{max}, c_{med}, c_{min}) utilizadas previamente (Tabla 30). El rango que se utiliza va desde un valor nulo hasta un valor doble de las mismas, es decir un descenso y un aumento del 100% (Tabla 56).

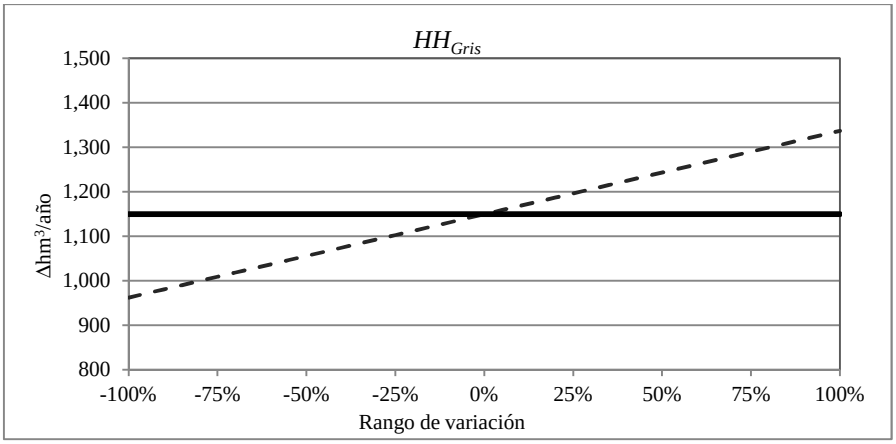
Tabla 56. Límites de las concentraciones utilizadas en el análisis de sensibilidad.

Parámetro	c_{max} (mg/l)	c_{med} (mg/l)	c_{min} (mg/l)
Max [NO_3^{2-}]	346	134	56
Min [NO_3^{2-}]	0	0	0

Fuente: elaboración propia

El cálculo de la huella hídrica gris bajo estos supuestos proporciona una variación de ± 187 hm^3/año (Figura 76), que en términos relativos respecto a la huella hídrica total supone un ± 16%.

Figura 76. ΔHH_{Gris} por la variación de la concentración de nitratos en los retornos de regadío.

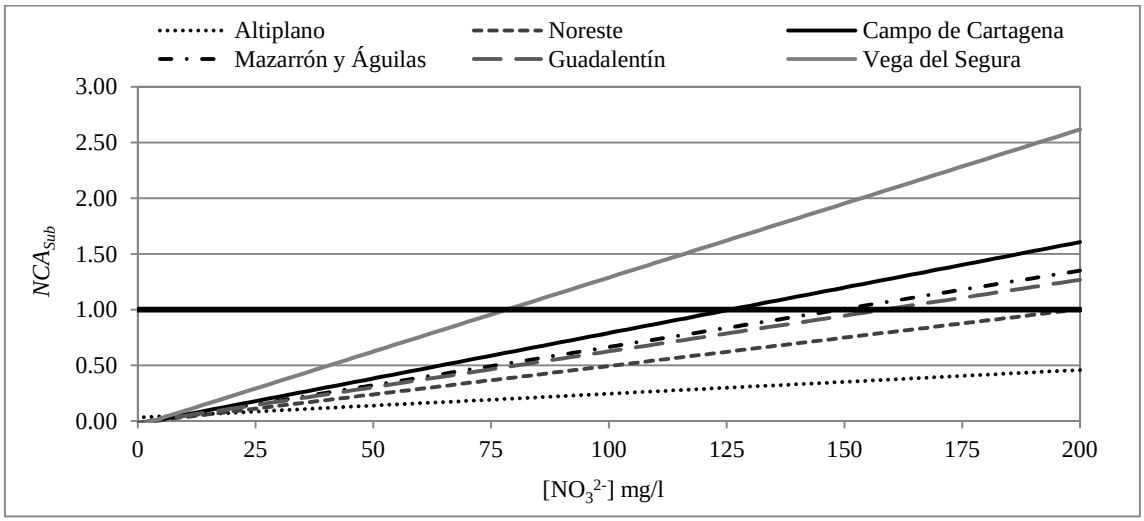


Fuente: elaboración propia

Asimismo, esta variación de huella hídrica gris representa un ± 3% respecto de la total de la demarcación calculada previamente (Tabla 49), y eso que en esta cuenca el 85% de los recursos hídricos se destinan al regadío. De este resultado se deduce que el valor de la concentración de nitratos utilizada en los retornos de regadíos no resulta determinante si se pretende realizar el cálculo de este indicador en una demarcación hidrográfica de forma global.

En la segunda parte, para determinar la importancia que la concentración de nitratos tiene sobre el valor final del NCA_{Sub}, se modifica la concentración media que entra a cada acuífero en lugar de la que se utiliza en cada retorno de regadío (Tabla 55), siendo el rango de variación para el cálculo de 0 a 200 mg/l. De este modo, también se analiza la hipótesis previa de que cuanto mayor es el coeficiente de retorno menor es la concentración.

Figura 77. Influencia de la concentración de nitratos en los retornos de regadío sobre el NCA_{Sub}.



Fuente: elaboración propia

Los resultados de los NCA_{Sub} para los seis acuíferos que reciben retornos, y para el rango de concentraciones medias presentadas (Figura 77), revelan que cuatro acuíferos (Vega del Segura, Campo de Cartagena, Guadalentín, Mazarrón y Águilas) pasarían a ser no sostenibles si se aumentase el valor de la concentración sin llegar a superar los 173 mg/l, que es el máximo contemplado en el estudio de Dechmi et al., (2013). Por tanto, si se utilizaran valores de concentraciones de nitratos más elevados se obtendrían resultados similares a los que refleja la CHS en el ETI (CHS, 2013a) en cuestión de contaminación de aguas subterráneas. Es pues posible que se haya subestimado el valor de las concentraciones y sobreestimado el efecto de dilución en los retornos de regadío con mayor coeficiente de retorno.

6.2.7 Evolución de la HHT

Una vez presentada la evaluación de la HHT de la DHS para el estado actual (2010), se va a analizar la evolución temporal de los principales indicadores relacionados con la huella hídrica

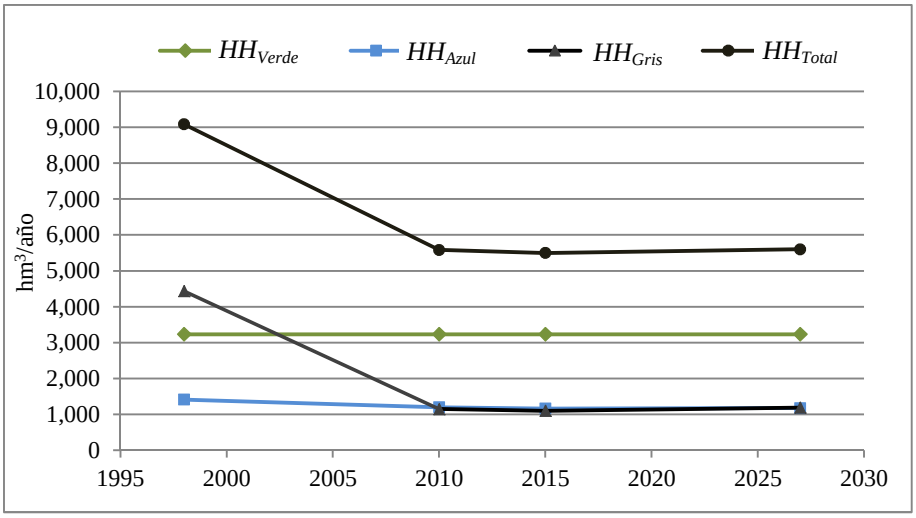
desde el año 1998, cuando se realizó el anterior PHCS, hasta el escenario futuro de 2027 que indica la IPH.

6.2.7.1 Huella hídrica verde, azul y gris

En primer lugar la representación de los valores de la huella hídrica total (HHT) en la DHS (Figura 78) indica que desde 1998 hasta el estado actual (2010) su valor ha descendido de forma considerable, desde 9.081 hm^3/año a 5.582 hm^3/año. Si se descompone el valor total por colores, se vislumbra que esta reducción se debe esencialmente al descenso de la huella hídrica gris, que pasa de unos 4.437 hm^3/año en el año 1998 a los 1.150 hm^3/año de 2010.

La reducción en la huella hídrica gris está motivada por el aumento de la depuración y la reutilización entre los años 1998 y 2010. Mientras que en los años 2015 y 2027, pese a los incrementos previstos en las tasas de eliminación de contaminantes respecto a 2010, el valor final de la huella hídrica gris permanece constante ya que aumenta el volumen de retorno por parte de las demandas urbanas.

Figura 78. Evolución de la huella hídrica en la planificación hidrológica de la DHS.



Fuente: elaboración propia

El valor de la huella hídrica verde es el mismo para todos los escenarios porque se ha establecido que los usos del suelo se mantienen constantes y son los de la clasificación CLC 2000.

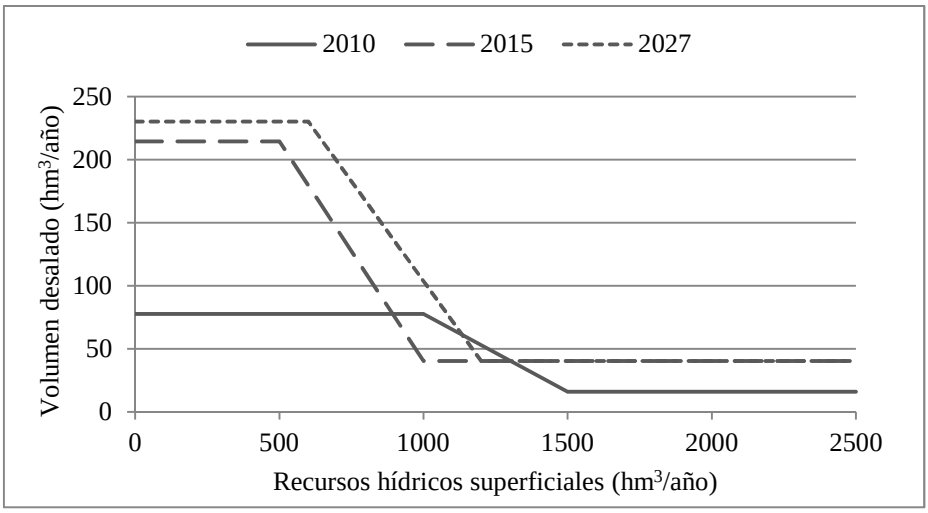
La huella hídrica azul va descendiendo desde el año 1998, cuando se produce un valor pico de 1.413 hm^3/año, hasta el año 2015 en el que se alcanza el valor mínimo de 1.165 hm^3/año. Para el año 2027 se espera que ascienda hasta 1.177 hm^3/año por el incremento de la demanda urbana.

Los descensos de la huella hídrica azul para el estado actual (2010) y para los escenarios futuros respeto al año 1998 son consecuencia de la disminución de la demanda de regadío y del

aumento de la desalación en la demarcación. En el año 2010 la desalación media está en torno a los 56,4 hm^3/año y se espera que para el año 2015 se incremente hasta los 94 hm^3/año y que en 2027 se alcance un valor medio de 138 hm^3/año. Este último incremento desde 2015 a 2027 no es suficiente para compensar el aumento de la demanda urbana y la huella hídrica azul crece en 12 hm^3/año de media.

Asimismo, las condiciones para que el conjunto de las desaladoras entren en funcionamiento son diferentes en cada escenario (Figura 79). Para el año 2010, como se mostró anteriormente, el volumen máximo de desalación es de 78 hm^3/año (Figura 70) y se produce cuando los recursos hídricos superficiales son inferiores a 900 hm^3/año. Mientras, para el año 2015 las desaladoras alcanzan los 214 hm^3/año cuando estos recursos no superan los 500 hm^3/año, y en el escenario de 2027 este volumen aumenta a 230 hm^3/año cuando dichos recursos son menores a 600 hm^3/año.

Figura 79. Evolución de la desalación en la demarcación.

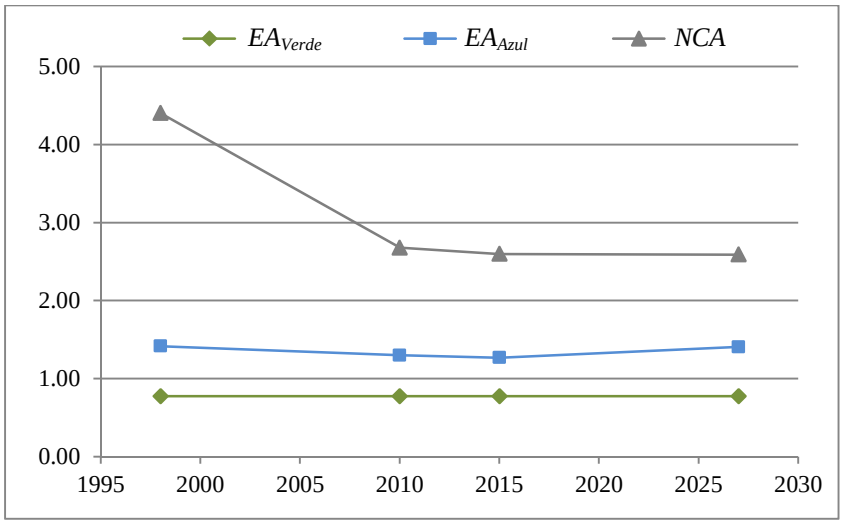


Fuente: elaboración propia

6.2.7.2 Indicadores de sostenibilidad ambiental en la DHS

A continuación se presenta la evolución de los indicadores de sostenibilidad ambiental basados en la huella hídrica: EA_{Verde}, EA_{Azul} y el *NCA* (Figura 80).

Figura 80. Evolución de los índices EA_{Verde}, EA_{Azul} y *NCA*.



Fuente: elaboración propia

El valor de la EA_{Verde} permanece constante porque: i) la huella hídrica verde (HH_{Verde}) también lo es y ii) no se espera que cambie el valor de la DA_{Verde}, ya que también se ha supuesto que las superficies de improductivos y espacios naturales permanezcan constantes.

El valor de la EA_{Azul} tiene una tendencia similar a la de la huella hídrica azul (Figura 78). Desciende para los años 2010 y 2015, y aumenta para el año 2027. Si bien la EA_{Azul} es insostenible para todos los escenarios, en el año 2027 se produce un incremento más marcado porque la huella hídrica azul crece y porque se espera que la disponibilidad de agua azul procedente de aportes naturales descienda por el efecto del cambio climático: en la DHS se reduce un 11% (incluidas las recargas de los acuíferos), en la cabecera del Tajo un 7%, y para los caudales que proceden del embalse del Negratín un 11%.

De los tres indicadores, destaca el fuerte descenso que sufre el *NCA* desde 1998 hasta el año 2010, fruto de la puesta en marcha de las depuradoras y de la reutilización. Esta disminución se detiene en el año 2010 al no ser posible mejorar los rendimientos de la depuración, y el valor de *NCA* se estabiliza en los años 2015 y 2027 sin alcanzar la sostenibilidad.

Una vez presentados los indicadores a escala global se va a analizar mediante el estudio de los valores de la EA_{Azul_Eco}, de la EA_{Azul_Amb} y de la EA_{Azul_Osc}, los motivos por los que no se alcanza la sostenibilidad del uso del agua azul. Posteriormente se desagrega el *NCA* en aguas subterráneas (NCA_{Sub}) y superficiales (NCA_{Sup}), con el fin de conocer la evolución de ambos indicadores.

Al analizar los valores de la EA_{Azul_Eco} (Tabla 57) se observa que en el escenario de 1998 existían problemas para mantener los caudales ecológicos en la cabecera del Segura. Los resultados

obtenidos para el resto de escenarios (2010, 2015 y 2027) demuestran que es posible cumplir con los caudales ecológicos.

Tabla 57. Evolución del EA_{Azul_Eco} en el tiempo.

	Escenarios IPH			
Tramo fluvial	1998	2010	2015	2027
Río Segura desde Cenajo hasta CH Cañaverosa	**1,56**	1,00	1,00	1,00
Río Segura desde confluencia con río Quípar a azud de Ojós	0,38	0,29	0,39	0,87
Río Segura desde azud de Ojós a depuradora aguas debajo de Archena	0,43	0,28	0,42	0,40
Río Mundo desde embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	0,59	1,00	1,00	1,00
Río Alhárabe hasta Camping La Puerta	-	1,00	1,00	1,00
Río Argos después del embalse				
Río Quípar antes del embalse				
Encauzamiento río Segura, entre Contraparada y Reguerón	0,63	0,87	0,89	0,92
Encauzamiento río Segura, desde Reguerón a Beniel	0,31	1,00	1,00	1,00
Encauzamiento río Segura, desde Beniel a San Antonio	0,31	0,56	0,56	0,50

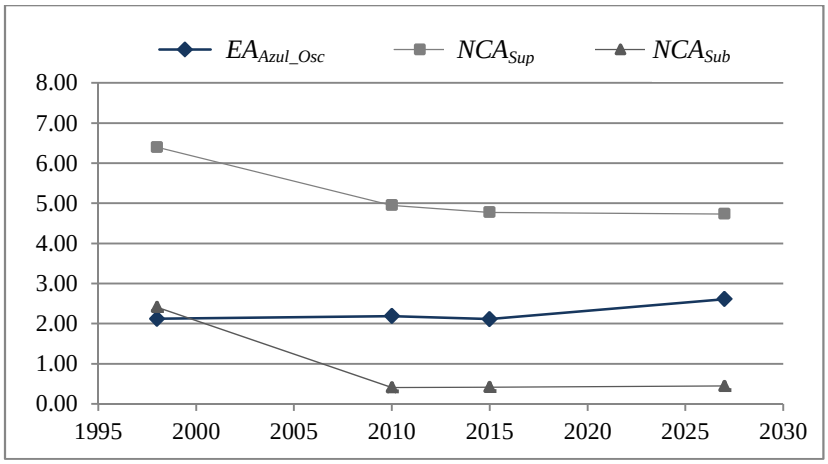
Fuente: elaboración propia

Para el año 1998 se ha obtenido un valor de la EA_{Azul_Amb} de 3, que al ser mayor que 1, indica que no estaba garantizado el suministro a la D_{Amb}. Sin embargo, para el resto de escenarios este indicador pasa a ser sostenible (EA_{Azul_Amb} = 1).

El indicador EA_{Azul_Osc} calculado como la media ponderada para toda la DHS muestra que (Figura 81), a pesar del aumento del agua azul en el sistema de explotación de la demarcación (trasvases, desalación y reutilización), no sólo no se ha solucionado el problema de la sobreexplotación sino que se agrava en el futuro, ya que el EA_{Azul_Osc} del año 1998 era de 2,12 y se espera que para el año 2027 sea de 2,61.

Los resultados de la EA_{Azul_Eco}, EA_{Azul_Amb} y EA_{Azul_Osc} muestran que en el año 1998 el sobreuso de agua azul se debía tanto a la sobreexplotación de acuíferos como al no cumplimiento de los requerimientos ambientales, mientras que para el resto de escenarios se debe únicamente a la sobreexplotación de acuíferos.

Figura 81. Evolución de los índices EA_{Azul_Osc}, NCA_{Sup} y NCA_{Sub}.



Fuente: elaboración propia

Al descomponer el valor del *NCA* (Figura 81) se observa que, si bien el nivel de contaminación en su conjunto desciende, la contaminación en las superficiales no es sostenible en ningún escenario, ni siquiera para el año 2027. Por otro lado, las aguas subterráneas en su conjunto han pasado de un NCA_{Sub} insostenible de 2,41 para el año 1998, a un valor sostenible de 0,41 para el estado actual. A pesar de que la gestión es sostenible en su conjunto, la tendencia futura a partir del año 2015 es un aumento leve del NCA_{Sub}.

6.2.8 Análisis de la gestión de la DHS utilizando indicadores de comportamiento

Además del cálculo de la huella hídrica, se han calculado algunos de los indicadores habituales en planificación hidrológica, y presentados en el capítulo 2, con el objeto de comparar la información que proporcionan con la de la huella hídrica.

Los indicadores que se han calculado son la garantía volumétrica, mensual y anual, la resiliencia y el criterio UTAH. El cálculo de algunos de estos indicadores se recomienda en la IPH (BOE, 2008), por lo que se van a emplear los umbrales de fallo que propone esta normativa, con el fin de establecer si la gestión de la DHS los cumple o no. Sin embargo, como la IPH no indica el umbral de fallo para todos ellos ni para todos los tipos de demandas, ha sido necesario definir el resto de los indicadores para que sean acordes a la legislación vigente (BOE, 2001a), extrapolando los criterios ya establecidos en la IPH para las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR). Por ejemplo, no existen criterios de garantía para los caudales ecológicos (Q_{Eco}) ni para las demandas ambientales (D_{Amb}), por lo que se ha establecido un umbral de fallo del 0% y un criterio de garantía volumétrica del 100% para así conferirles el carácter de restricción en el SRH. Señalar que en estos cálculos no se ha tenido en cuenta el caudal ecológico del río Mula ya que, tal y como se ha visto, el valor establecido no es congruente con los caudales en régimen natural que circulan por el mismo.

6.2.8.1 Garantía volumétrica

La garantía volumétrica ponderada para las demandas de actividades económicas (DU, DR) ha resultado elevada, siendo superior al 95,6% para todos los escenarios planteados (Tabla 58). Los caudales ecológicos (Q_{Eco}) y la demanda ambiental (D_{Amb}) siempre tienen una garantía del 100%, independientemente del escenario y del periodo de simulación. Asimismo, cuando se ha empleado la "serie larga" en la simulación del SRH, se han obtenido valores de garantía más altos.

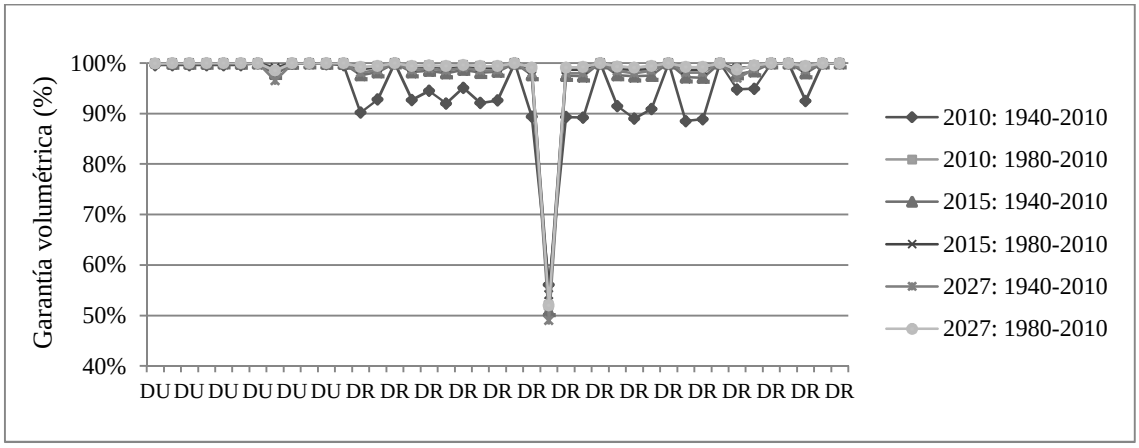
Tabla 58. Garantía volumétrica en los escenarios de la IPH.

	Garantía volumétrica ponderada según el tipo de demanda					
Escenario	**Estado actual (2010)**		**Horizonte 2015**		**Horizonte 2027**	
Periodo de simulación	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010
	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta
Caudales ecológicos (Q_{Eco})	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas ambientales (D_{Amb})	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas Urbanas (DU)	99,8%	99,7%	100%	99,7%	100%	99,9%
Demandas de regadío (DR)	96,9%	95,6%	98,8%	98,0%	96,8%	95,8%

Fuente: elaboración propia

Si se analiza la garantía obtenida en las DU y DR (Figura 82) se observa que apenas existen déficits en las DU, y el valor para las DR es similar en todas excepto en los riegos tradicionales de Mula, en los que apenas se satisface el 50% de su demanda. Este elevado déficit se debe a que en la cuenca del río Mula los recursos no son suficientes para su demanda y a que no tiene acceso a otras fuentes de suministro.

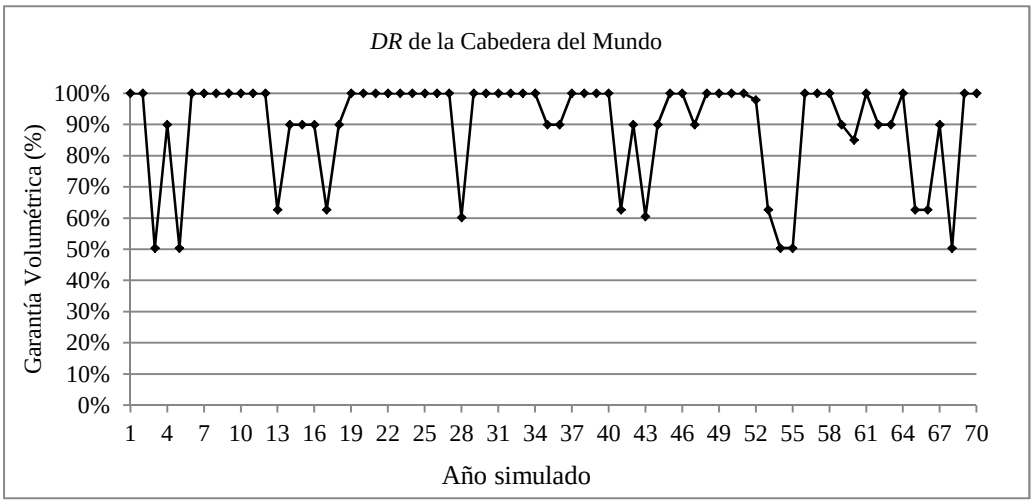
Figura 82. Garantías volumétricas de las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR).



Fuente: elaboración propia

La garantía volumétrica muestra de forma relativa el volumen suministrado a cada demanda, por lo que su significado es intuitivo y fácil de comprender, incluso para aquellas personas ajenas al mundo de la planificación hidrológica. Sin embargo presenta una gran desventaja, no aporta ninguna información de cómo y cuándo se producen los déficits en la demandas. Por ejemplo, en los regadíos de la cabecera del río Mundo para el estado actual (2010) la garantía volumétrica para todo el periodo de simulación es del 90%, pero hay varios años en los que se producen déficits volumétricos del 50% (Figura 83) que quedan camuflados si se calcula para toda la serie.

Figura 83. Serie de garantías volumétricas anuales en la DR de la Cabecera del Mundo.



Fuente: elaboración propia

Por tanto, con el uso de la garantía volumétrica no se puede afirmar que una demanda se satisface correctamente durante un periodo de tiempo y es necesario el uso de otros indicadores.

6.2.8.2 Garantía anual

Con el objetivo de mejorar las deficiencias de la garantía volumétrica se ha calculado la garantía anual, que muestra la probabilidad de que una demanda no se encuentre un año en situación de fallo.

El primer paso para el cálculo de la garantía anual es definir el umbral de fallo. En los requerimientos ambientales (D_{Amb} y Q_{Eco}) se ha establecido un umbral de fallo anual del 0%, tanto para los caudales como para las demandas ambientales. Mientras, en las demandas urbanas (DU) ha sido necesario fijar un 8%, que procede de extrapolar el déficit de 10 años que indica la IPH. Por otro lado, en las demandas de regadío (DR) se ha seleccionado el déficit del 50% anual permitido en el Criterio UTAH.

Una vez definidos los umbrales, se muestran los resultados obtenidos organizados con la misma estructura que en la garantía volumétrica. En primer lugar se muestra la media ponderada de los

resultados de la garantía anual (Tabla 59) y después todos los valores de este indicador (Figura 84).

Tabla 59. Garantía anual en los escenarios de la IPH.

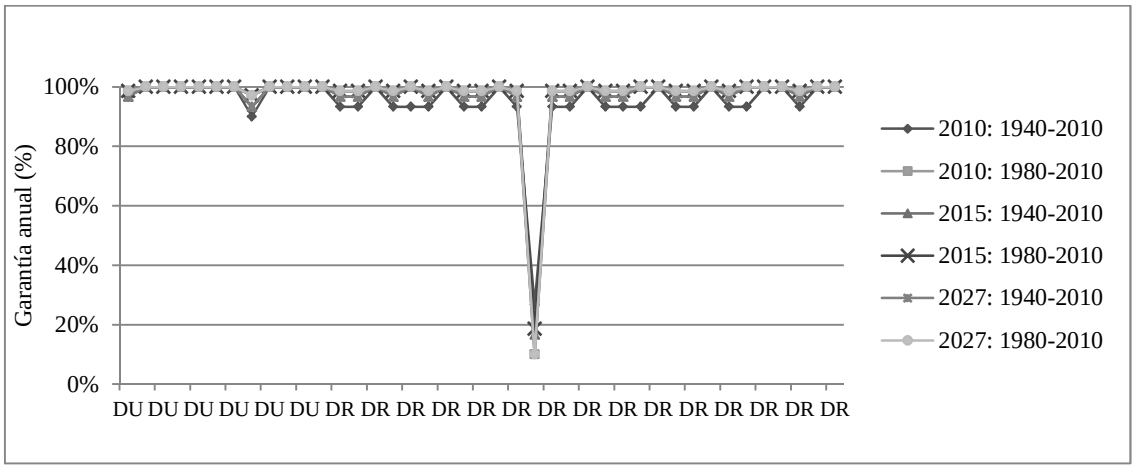
	Garantía anual ponderada según el tipo de demanda					
Escenario	**Estado actual (2010)**		**Horizonte 2015**		**Horizonte 2027**	
Periodo de simulación	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010
	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta
Caudales ecológicos (Q_{Eco})	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas ambientales (D_{Amb})	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas Urbanas (DU)	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas de regadío (DR)	97,6%	95,4%	99,2%	99,1%	98,3%	97,0%

Fuente: elaboración propia

La aplicación de este indicador muestra que tanto los requerimientos ambientales (D_{Amb} y Q_{Eco}) como las demandas urbanas (DU) tienen una garantía anual del 100% y que las demandas de regadío (DR) tienen una probabilidad muy alta de que no se encuentren en situación de fallo, ya que en todos los escenarios de la IPH la garantía es superior al 98,3%. No obstante, se debe tener en cuenta que, aunque este porcentaje de garantía es elevado, existen casos (1,7%) en los que el déficit es superior al 50% permitido.

Al representar los resultados para todas las demandas en una misma gráfica, se observa el mismo comportamiento que con la garantía volumétrica: todas tienen una garantía anual alta excepto en la de los regadíos tradicionales de Mula (Figura 84) que posee un 20%, resaltando que el 80% de los años el déficit es superior al 50% de la demanda anual.

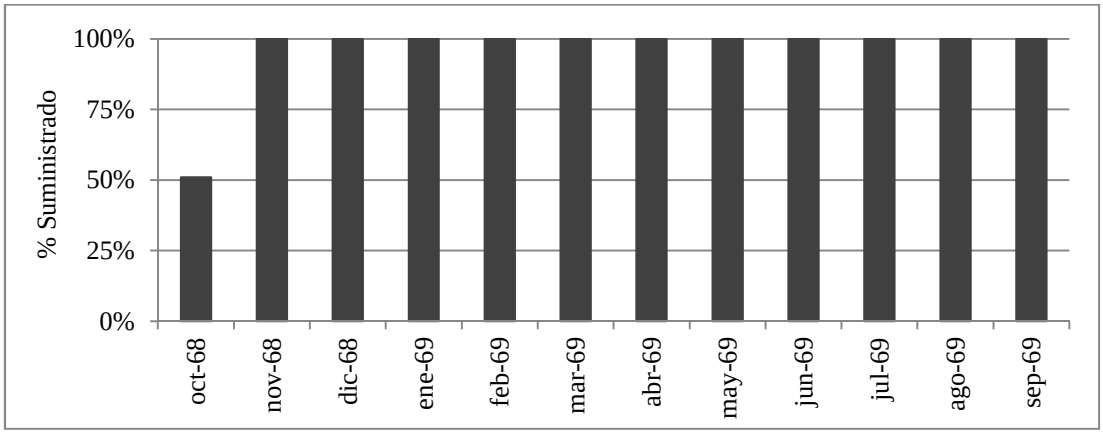
Figura 84. Garantía anual de las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR).



Fuente: elaboración propia

Además, la garantía anual suele enmascarar los déficits mensuales al igual que la garantía volumétrica hace con la magnitud de los déficits anuales. Por ejemplo, en la simulación del estado actual (2010) y utilizando la serie "larga", los riegos ubicados en la zona de Almería para unas aportaciones similares a las del año hidrológico 1968-1969 tienen una garantía volumétrica del 92%, sin embargo en un mes se detecta un déficit del 51% (Figura 85). Con el fin de detectar y contabilizar la ocurrencia de estos fallos se suele utilizar la garantía mensual que se muestra a continuación.

Figura 85. Suministro mensual de la DR de Almería.



Fuente: elaboración propia

6.2.8.3 Garantía mensual

La garantía mensual es la probabilidad de que una demanda se encuentre un mes en situación de fallo. Como en la anual, el umbral de fallo para los requerimientos ambientales (D_{Amb} y Q_{Eco}) se ha establecido en el 0%, mientras que para las DU es el 10%, tal y como indica la IPH (BOE, 2008). En las DR ha sido necesario extrapolar el 50% del Criterio UTAH para un año.

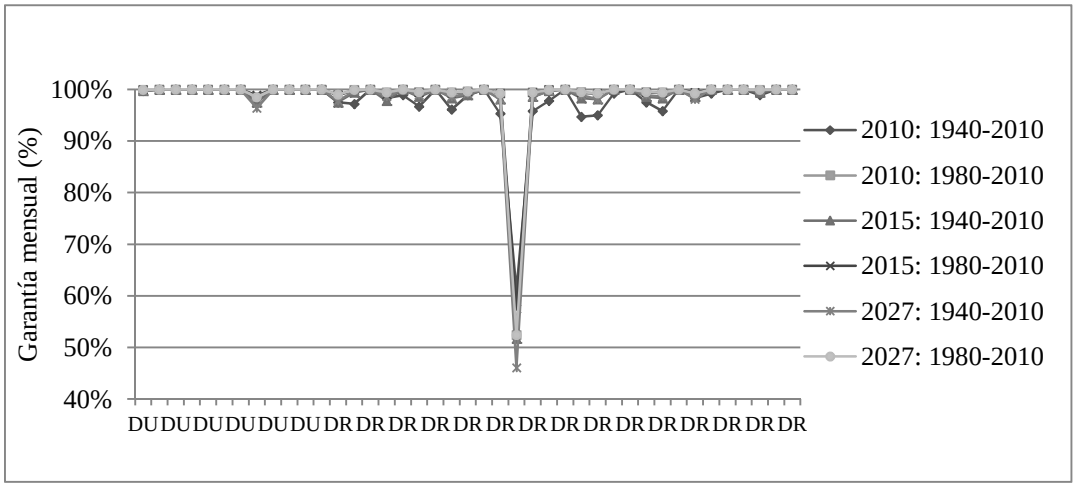
Tabla 60. Garantía mensual de las demandas en los escenarios de la IPH.

	Garantía mensual ponderada según el tipo de demanda					
Escenario	**Estado actual (2010)**		**Horizonte 2015**		**Horizonte 2027**	
Periodo de simulación	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010
	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta
Caudales ecológicos (Q_{Eco})	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas ambientales (D_{Amb})	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas Urbanas (DU)	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Demandas de regadío (DR)	98,8%	98,0%	99,4%	99,4%	99,1%	98,8%

Fuente: elaboración propia

Los resultados de la garantía mensual (Tabla 60) muestran que los requerimientos ambientales y (D_{Amb} y Q_{Eco}) las demandas urbanas (DU) tienen una garantía del 100%, mientras que las demandas de regadío (DR) es al menos del 98,0%. Pero, si se representan los valores para cada demanda (Figura 86) se vuelve detectar que en los riegos tradicionales de Mula existe un fuerte déficit. La garantía mensual de esta demanda se encuentra entre el 50% y el 60% según el escenario de cálculo, por lo que la mitad de los meses simulados el fallo es superior al 50%.

Figura 86. Garantía mensual de las demandas urbanas (DU) y de regadío (DR).



Fuente: elaboración propia

Las tres garantías calculadas (volumétrica, anual y mensual) se suelen utilizar habitualmente para ayudar a decidir si la gestión de los recursos hídricos es adecuada o no. Sin embargo tienen la fuerte limitación de que no informan sobre de la recurrencia de los fallos en el tiempo. Un fallo del 40%, que es asumible para una demanda de regadío si se produce de forma puntual, no lo es si éste se prolonga en el tiempo.

6.2.8.1 Resiliencia

Para tener en cuenta la recurrencia temporal de los fallos se utiliza la resiliencia, que mide el tiempo medio que una demanda se encuentra en situación de fallo. Dado que este indicador no muestra la magnitud de los déficits requiere de la aplicación previa de otro que sí lo haga, como puede ser la garantía mensual o la anual.

Para el caso de la DHS, como los Q_{Eco}, las D_{Amb} y las DU tienen una garantía mensual y anual del 100% su resiliencia es nula. Mientras, para las DR se calcula el valor de este indicador empleando los resultados anteriores de la garantía mensual y anual para los escenarios de la IPH.

Tabla 61. Resiliencia mensual de las DR en los escenarios de la IPH.

	Resiliencia mensual media de las demandas de regadío (DR)					
Escenario	**Estado Actual (2010)**		**Horizonte 2015**		**Horizonte 2027**	
Periodo de simulación	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010
	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta
Resiliencia media	1,43	1,54	5,17	5,56	2,06	2,13
Número de DR con fallos	14	14	1	1	6	6

Fuente: elaboración propia

Los resultados obtenidos para la resiliencia mensual (Tabla 61) muestran que para el escenario actual se producen fallos en 14 DR de las 28 existentes y la duración media de los mismos está entre 1,43 y 1,54 meses, según el periodo de simulación utilizado. Para el año 2015 sólo se producen fallos mensuales en una DR (tradicionales Mula) y la duración media de los mismos es superior a los 5 meses. En el escenario de 2027 la resiliencia media para las 6 demandas con fallo está en torno a 2,06 y 2,13 meses.

Tabla 62. Resiliencia anual de las DR en los escenarios de la IPH.

	Resiliencia anual media de las demandas de (DR)					
Escenario	**Estado Actual (2010)**		**Horizonte 2015**		**Horizonte 2027**	
Periodo de cálculo	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010
	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta
Resiliencia	1,60	1,76	3,00	3,80	1,96	2,40
Número de DR	5	5	1	1	2	2

Fuente: elaboración propia

El cálculo de la resiliencia anual (Tabla 62) indica que para el escenario de 2010 se producen fallos en cinco DR y la duración media de los mismos es de menos de dos años consecutivos. Para 2015 sólo se producen fallos en una DR y su duración media es de 3 a 4 años seguidos. Por último, para 2027 se producen fallos anuales en dos DR que se prolongan, en media, entre 2 y 2,5 años.

6.2.8.2 Criterio UTAH

Un indicador que combina los criterios de garantía anteriores y la duración de los fallos es el criterio UTAH, que establece tres déficits máximos para una misma demanda que no se pueden superar:

- El déficit acumulado en 1 año debe ser inferior al 50% de la demanda anual.
- El déficit acumulado en 2 años debe ser inferior al 75% de la demanda anual.
- El déficit acumulado en 10 años debe ser inferior al 100% de la demanda anual.

La IPH recomienda su uso tal y como se acaba de especificar para caracterizar la garantía de las DR. Para su aplicación en las DU este criterio se ha modificado: para 10 años consecutivos se utiliza el déficit del 8% que establece la IPH, mientras que ha sido necesario extrapolar el 8% para los déficits de 1 y 2 años. Para los requerimientos ambientales (D_{Amb} y Q_{Eco}) también se ha modificado y se ha impuesto el 0% para los tres déficits.

Tabla 63. Criterio UTAH de las demandas en los escenarios de la IPH.

	Nº de demandas que no cumplen el criterio UTAH / Demandas totales					
Escenario	**Estado actual (2010)**		**Horizonte 2015**		**Horizonte 2027**	
Periodo de cálculo	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010	1940-2010	1980-2010
	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta	serie larga	serie corta
Caudales ecológicos (Q_{Eco})	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8
Demandas ambientales (D_{Amb})	0/1	0/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Demandas Urbanas (DU)	0/13	0/13	0/13	0/13	0/13	0/13
Demandas agrarias (DA)	17/28	17/28	2/28	2/28	11/28	11/28

Fuente: Elaboración propia

Los resultados (Tabla 63) indican que en el escenario actual 17 de las 28 DR no cumplen este criterio y, pese a que en 2015 se reduce el número de DR en situación de fallo a 2, en 2027 vuelve a ascender a 11. Estos resultados demuestran que el criterio UTAH es más restrictivo que el resto de indicadores utilizados previamente, los cuales mostraban una elevada garantía volumétrica, anual y mensual para la mayoría de las DR.

6.2.8.3 Resumen de la gestión de la DHS utilizando los indicadores de garantía

En este apartado se van a sintetizar los resultados de los indicadores calculados previamente con el fin de determinar si la planificación hidrológica de la DHS cumple o no los criterios de garantía que establece la IPH. Para ello, en primer lugar se enumeran dichos criterios y, en segundo lugar, se establece si se cumplen uno de los objetivos principales de la planificación hidrológica, como es el de satisfacer todas las demandas con garantía suficiente.

Los criterios que se deben cumplir en la simulación de los diferentes SRH son los siguientes (BOE; 2008):

- Requerimientos ambientales (D_{Amb} y Q_{Eco}): tienen prioridad sobre el resto de demandas por lo que se tiene que suministrar siempre el 100% demandado.
- Demandas urbanas (DU): garantía mensual del 10% y un déficit máximo durante 10 años consecutivos del 8% de la demanda anual.

- Demandas de regadío (DR): criterio UTAH.
- En el caso de que no se cumplan los criterios anteriores se deben especificar los valores de garantía volumétrica alcanzados en las unidades de demanda del sistema.

Con el análisis de los resultados previos se puede concluir que se respetan los requerimientos ambientales (D_{Amb} y Q_{Eco}), ya que la garantía volumétrica de los mismos es del 100%. Las DU cumplen la garantía mensual y el déficit máximo durante 10 años, por lo que su suministro es satisfactorio. Por último, no todas las DR cumplen el criterio UTAH, lo que implica que no se satisface de un modo adecuado esta actividad económica en la DHS y se tiene que calcular la garantía volumétrica media de las mismas, que ha resultado al menos del 95,6%. Por lo tanto, si la CHS no flexibiliza los criterios de garantía que la IPH recomienda para las DR no se alcanzará en ningún escenario (2010, 2015 y 2027) el objetivo de satisfacer todas las demanda con garantía suficiente (BOE, 2001a; BOE, 2008) y, en un futuro, deberá tomar medidas adicionales para subsanar este incumplimiento.

Los resultados anteriores se han contrastado con los de los balances que la CHS presenta en el BPHCS de 2013 (CHS, 2013b) y se observa que son similares, ya que en éste también son las DR las únicas demandas que no cumplen los criterios de garantía.

Los resultados también indican que el cambio del periodo de simulación utilizado de “serie larga” a “serie corta” no produce modificaciones sustanciales en los criterios de garantía de la IPH, por lo que se puede afirmar que un periodo de sequía dentro de una serie larga es suficiente para demostrar que no se cumplen los criterios de garantía y no es necesario realizar otra simulación en la que se utilice exclusivamente dicho periodo.

El cálculo de todos estos indicadores de satisfacción de las demandas también revela que son útiles para conocer el grado de satisfacción de las mismas y si se cumplen los caudales ecológicos. Sin embargo, en ningún momento hacen referencia al uso del agua verde, a la sobreexplotación de los acuíferos o a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, por lo que se puede estar asumiendo que una gestión es correcta mientras se está produciendo una contaminación de los recursos hídricos que ponga en peligro su utilización en un futuro. Además, los resultados que proporcionan estos indicadores no son comparables con los de otras demarcaciones hidrográficas, ni pueden servir de apoyo para el cálculo de los flujos de agua virtual. Asimismo, la información que aportan en la toma de decisiones es limitada, ya que no indican la magnitud de los problemas de la cuenca, como puede ser el grado de sobreexplotación de un acuífero o si el aumento de la depuración solucionaría problemas relacionados con la contaminación.

6.3 Discusión de los resultados de la HHT

En este apartado se comparan los resultados de la huella hídrica obtenidos con la HHT con los de la HHA_S presentados previamente. Posteriormente, la huella hídrica total (HH_{Total}) de ambas metodologías se va a contrastar con el único valor publicado hasta el momento para la Demarcación Hidrográfica del Segura (Fundación Mapfre, 2011).

6.3.1 Huella hídrica azul de la agricultura: HHT-HHA_S

En primer lugar, con el fin de cuantificar el efecto de considerar el agua como un recurso escaso, se va a contrastar el valor de la huella hídrica azul de la agricultura en regadío calculada con la HHA_S, con la del suministro a las DR[7] en la HHT.

Tabla 64. Comparación de los resultados de huella hídrica azul HHT y HHA_S en el regadío.

Huella hídrica azul del regadío	Zonas climáticas							Totales (hm^3/año)
	Vega Alta	Vega Media	Centro Norte	Centro Sur	Litoral	Noroeste	Noreste	
HHT (hm^3/año)	73	379	203	258	363	102	148	1.524
HHA_S (hm^3/año)	231	456	359	598	774	196	340	2.954

Fuente: elaboración propia

La huella hídrica azul HHT del suministro en la agricultura (Tabla 64) ha resultado la mitad de la calculada con la HHA_S, lo que pone de manifiesto la importancia de considerar el agua azul como un recurso escaso para el cálculo de la misma, de lo que se deduce que la HHA_S tiende a sobreestimar el valor de la huella hídrica azul al no imponer restricciones reales.

Asimismo, los resultados anteriores confirman que los regadíos en la DHS se encuentran infradotados, ya que sólo se satisface la mitad de las necesidades hídricas reales de los cultivos, confirmando lo que la propia CHS indica en el ETI (CHS, 2013a) y en el BPHCS (CHS, 2013b).

6.3.2 Huella hídrica azul total: HHT - HHA_S

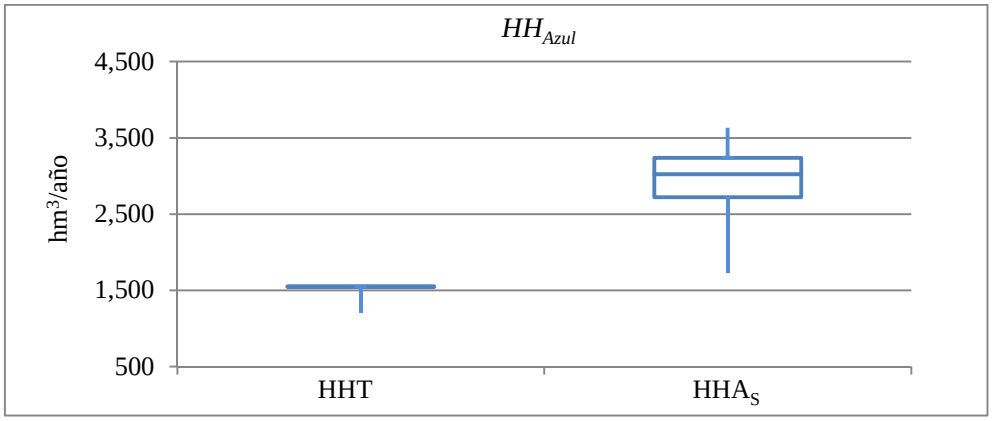
El contraste de la huella hídrica azul (HH_{Azul}) de la HHT (Tabla 45) con la de la HHA_S (Tabla 42) revela que el valor medio de la primera es mucho menor. Esta diferencia se debe a que la HHT tiene en cuenta los déficits en las demandas cuando los recursos son escasos y a que se ha considerado en el cálculo de la misma la reutilización, la desalación y los dos trasvases, que son acciones que ayudan a reducir el valor final de la huella hídrica azul. Numéricamente, el valor

[7] En el modelo creado con OPTIGES, las demandas de regadío (DR) creadas engloban tanto el regadío como la ganadería. Sin embargo como el volumen demandado por la ganadería es despreciable frente al del regadío, esta pequeña diferencia no va a afectar al análisis que se está realizando.

de la HHT es un 60% menor que la calculada con la HHA_S, a pesar de que en el cálculo se han incluido todas las actividades económicas: el abastecimiento, el uso industrial, el regadío en los campos de golf y la ganadería.

La representación gráfica de la variabilidad de la HH_{Azul} de las dos metodologías (Figura 87) muestra que la de la HHT es mucho menor que la que se produce en la HHA_S, ya que la primera tiene en cuenta la regulación de los recursos hídricos superficiales, que hace que el suministro de agua azul sea más estable. De lo anterior se deduce que la variabilidad que resulta de la HHA_S no es real en una demarcación en la que existe regulación de los recursos hídricos, como es el caso de la DHS.

Figura 87. Diagrama de cajas de la huella hídrica azul obtenida con ambas metodologías.



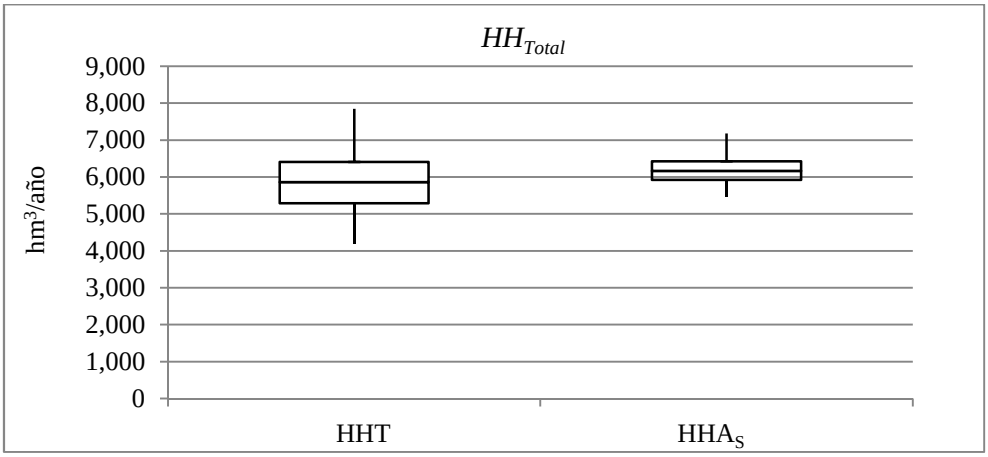
Fuente: elaboración propia.

6.3.3 Huella hídrica total: HHT - HHA_S

Los resultados de la HH_{Total} obtenidos con la HHT y con la HHA_S se comparan mediante la representación gráfica en un diagrama de cajas (Figura 75), resultando que:

- El valor medio obtenido con la HHA_S (6.170 hm^3/año) es mayor que el de la HHT (5.582 hm^3/año)
- La variabilidad que se obtiene en la contabilidad de la huella hídrica con el CHA es mucho mayor que si se utiliza simplemente el ciclo hidrológico natural del modelo SIMPA. De hecho, para la HH_{Total} de la HHT se obtiene un rango de 3.560 hm^3 (Tabla 49), que es el doble de los 1.697 hm^3 que resulta con la HHA_S. El aumento en el valor del rango se explica porque al simular el CHA no se cumple la relación de la HHA_S en la que cuanto mayor es la huella hídrica verde, menor es la azul (Figura 67), situación que proporciona una HH_{Total} más estable.

Figura 88. Diagrama de cajas de las huellas hídricas totales obtenidas con ambas metodologías.



Fuente: elaboración propia.

6.3.4 Huella hídrica total: HHT - HHA$_S$ - Fundación Mapfre.

Tras analizar las principales diferencias entre la huella hídrica azul calculada con la HHT y con la HHA$_S$, los valores totales (HH_{Total}) de ambas metodologías se contrastan con el publicado por la Fundación Mapfre (2011) para el año 2005, que referencia el BPHCS de 2013 (CHS, 2013b).

Para ello se recopilan los datos de la HHT y la HHA$_S$ de 2005 y se comparan con el anterior (Tabla 65), asumiendo que los valores que proporcionan las tres metodologías, a pesar de las simplificaciones que tienen algunas de ellas, pueden ser asimilables a los totales de la demarcación, por lo que se comparan como si fueran HH_{Total} de la DHS.

Tabla 65. Comparativa de la huella hídrica total.

Metodología	HH_{Azul} (hm³/año)	HH_{Verde} (hm³/año)	HH_{Gris} (hm³/año)	HH_{Total} (hm³/año)
HHA$_S$	3.055	2.939	-	5.994
HHT	1.186	2.273	1.155	4.612
Fundación Mapfre	-	-	-	2.587

Fuente: elaboración propia.

Al comparar los tres resultados, destaca que el valor que proporciona la Fundación Mapfre es mucho menor que el que proporcionan las otras dos metodologías. De hecho, representa el 43% del obtenido con la HHA$_S$ y el 56% de la HHT. Además, como se ha indicado previamente, el valor de la Fundación Mapfre es el que considera la CHS como la huella hídrica de la DHS (CHS, 2013b), por lo que es más que posible que el valor que se va a considerar oficialmente este muy subestimado.

En esta comparativa se debe tener en cuenta que la única metodología que incluye el cálculo de la huella hídrica gris es la HHT, que si no se hubiera considerado proporcionaría una huella hídrica total de 3.459 hm^3/año, obteniéndose un valor más cercano al de la Fundación Mapfre.

Para finalizar, se han contrastado las huellas hídricas per cápita utilizando la población del año 2005 para su cálculo (Tabla 66). Los resultados obtenidos son proporcionales a los totales anteriores, por lo que los mayores valores obtenidos son los de la HHA_S y HHT, que son prácticamente el doble que el publicado por la Fundación Mapfre.

Tabla 66. Comparativa de la huella hídrica per cápita.

Metodología	HH_{Azul} (m^3/hab/año)	HH_{Verde} (m^3/hab/año)	HH_{Gris} (m^3/hab/año)	HH_{Total} (m^3/hab/año)
HHA_S	1.706	1.642	-	3.348
HHT	662	1.270	645	2.576
Fundación Mapfre	-	-	-	1.445

Fuente: elaboración propia.

El análisis pormenorizado de los resultados sólo es posible entre los valores de huella hídrica azul y verde proporcionados por la HHA_S y la HHT, ya que el estudio de la Fundación Mapfre proporciona un valor global y la HHA_S no calcula la gris. Del mismo se desprende que la huella hídrica azul per cápita de la HHA_S es el triple que la de la HHT y que las huellas hídricas gris y azul de la HHT son equivalentes.

6.4 Análisis de la influencia que han tenido sobre la HHT las principales actuaciones en la gestión de la DHS

Como se señaló en el capítulo 5 se va a analizar cómo influyen las cuatro actuaciones clave de la planificación hidrológica sobre la huella hídrica de la DHS. Estas actuaciones son el trasvase desde el Tajo, la instalación de desaladoras, la depuración de los retornos urbanos y la reutilización directa de parte de estos retornos depurados.

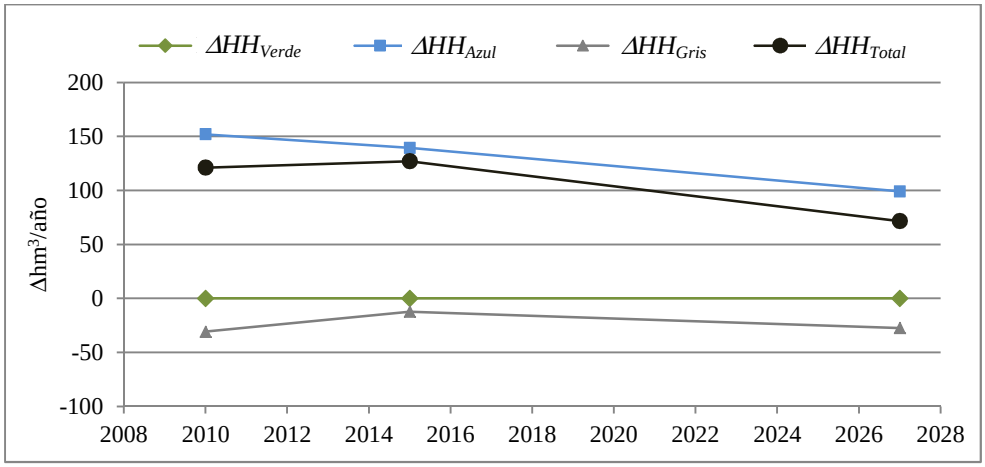
6.4.1 Trasvase desde el Tajo

El trasvase desde el Tajo (ATS) supone una importante aportación de recursos desde el exterior de la DHS y afecta directamente a la huella hídrica total de la misma, ya que produce un aumento de agua azul disponible. Para el análisis de su influencia se han repetido las simulaciones de los escenarios de la IPH (2010, 2015 y 2027) con la "serie larga" pero sin la aportación externa del ATS, obteniéndose tres escenarios de referencia con los que comparar los resultados calculados previamente.

Suprimir esta aportación supondría una pérdida de 337 hm^3/año de agua azul para los escenarios de 2010 y 2015, y de 300 hm^3/año para el año 2027, que generarían las siguientes modificaciones en las huellas hídricas (Figura 89):

- No afectaría a la huella hídrica verde que permanece constante en los tres escenarios.
- Aumentaría la huella hídrica azul en torno a los 150 hm^3/año para el estado actual y para 2015, y en torno a unos 100 hm^3/año para el escenario 2027.
- La huella hídrica gris disminuiría en torno a 25 hm^3/año para los tres escenarios por un menor volumen de retornos debido a un menor suministro a las demandas.
- En conjunto, la huella hídrica total en la DHS aumentaría en torno a los 120 hm^3/año para los años 2010 y 2015, y para el escenario de 2027 el incremento sería de 70 hm^3/año.

Figura 89. Variación de la huella hídrica HHT sin el ATS.

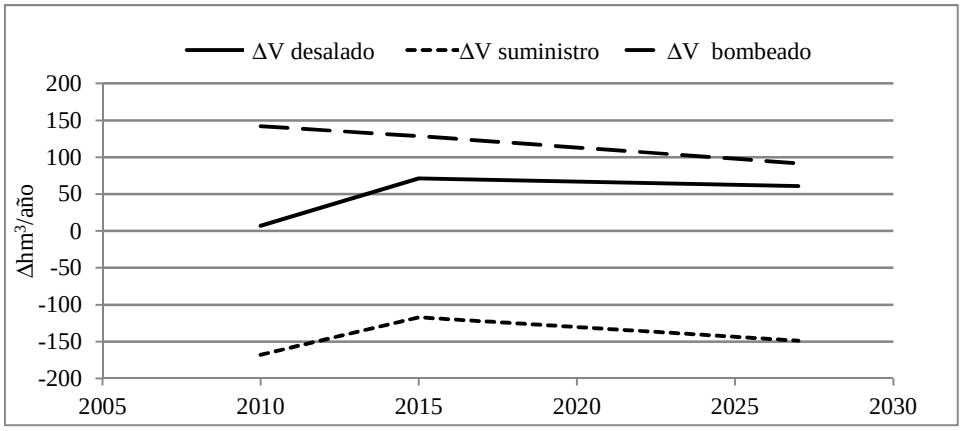


Fuente: elaboración propia

La supresión del trasvase supondría una fuerte pérdida de agua azul en el SRH que en la simulación del mismo se compensaría a través de tres mecanismos que afectan directamente al valor de la huella hídrica azul (Figura 90) que son:

1. Aumento de las extracciones de aguas subterráneas.
2. Descenso del suministro a las demandas.
3. Incremento de la desalación.

Figura 90. ΔV desalado, ΔV bombeado e ΔV suministrados sin el ATS.



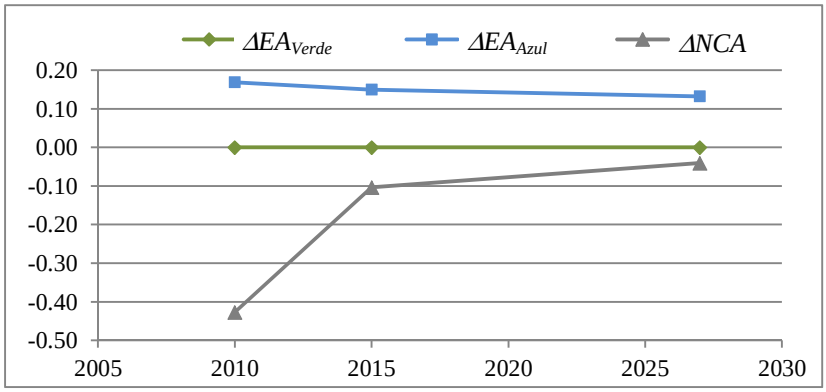
Fuente: elaboración propia

El primero de ellos generaría incrementos de la huella hídrica azul en los tres escenarios (100 - 150 hm^3/año) y agravaría la sobreexplotación de los acuíferos en la DHS. El segundo aumentaría a los déficits en las demandas (120 - 170 hm^3/año), disminuyendo la huella hídrica azul y dificultando el cumplimiento de los criterios de garantía de la IPH. El tercero y último provocaría una disminución de la huella hídrica azul por el aumento de agua azul disponible procedente de la desalación, pero sin llegar a la capacidad máxima en ningún escenario.

En el escenario 2010, el volumen medio desalado aumentaría de 56 a 63 hm^3/año, que supondría pasar del 70% al 78% de la capacidad máxima. En el escenario 2015 se incrementaría de 94 a 165 hm^3/año (28% y 49%, respectivamente), mientras que para el año 2027 este cambio sería de 138 a 198 hm^3/año (41% y 59%, respectivamente).

Si se analizan las variaciones en los indicadores de sostenibilidad ambiental que provoca el cese del ATS se observa que la EA_{Verde} permanecería constante, que los valores de EA_{Azul} para los tres escenarios aumentarían y que los *NCA* disminuirían sensiblemente, sobre todo en el escenario actual (Figura 91).

Figura 91. ΔEA_{Verde}, ΔEA_{Azul} e ΔNCA sin el ATS.



Fuente: elaboración propia

Al estudiar con detalle los indicadores EA_{Azul_Eco} obtenidos, se observa que el ATS ayuda a mantener los caudales ecológicos ubicados en la cabecera del Segura y su eliminación pondría en compromiso el cumplimiento de los mismos (Tabla 67).

Tabla 67. Influencia del trasvase desde el Tajo en los EA_{Azul_Eco}.

	Escenarios IPH			**Escenarios IPH sin Trasvase**		
Tramo fluvial	2010	2015	2027	2010	2015	2027
Río Segura desde Cenajo hasta CH Cañaverosa	1,00	1,00	1,00	**1,44**	**1,42**	**1,35**
Río Segura desde confluencia con río Quípar a azud de Ojós	0,29	0,39	0,87	0,93	0,87	0,96
Río Segura desde azud de Ojós a depuradora aguas debajo de Archena	0,28	0,42	0,40	1,00	0,97	0,97
Río Mundo desde embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	1,00	1,00	1,00	**1,95**	**1,95**	**1,99**
Río Alhárabe hasta Camping La Puerta	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Río Argos después del embalse						
Río Quípar antes del embalse						
Encauzamiento río Segura, entre Contraparada y Reguerón	0,89	0,87	0,92	1,00	1,00	1,00
Encauzamiento río Segura, desde Reguerón a Beniel	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Encauzamiento río Segura, desde Beniel a San Antonio	0,56	0,50	0,50	0,88	0,52	0,64

Fuente: elaboración propia

Al igual que con los caudales ecológicos, si no estuviera el trasvase el valor del indicador EA_{Azul_Amb} sería superior a 1 (Tabla 68) y en periodos de sequía no se respetaría la demanda ambiental.

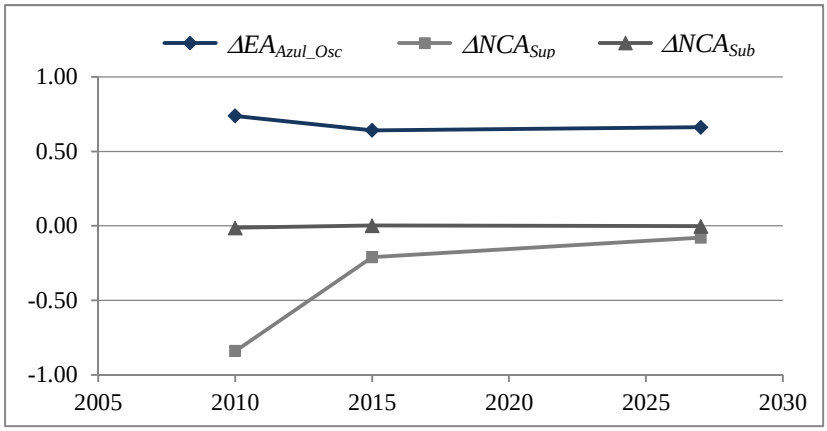
Tabla 68. Influencia del trasvase desde el Tajo en la EA_{Azul_Amb}.

	Escenarios IPH			**Escenarios IPH sin Trasvase**		
Nombre	2010	2015	2027	2010	2015	2027
Demanda Ambiental	1,00	1,00	1,00	**2,94**	**2,03**	**1,51**

Fuente: elaboración propia

El indicador de sostenibilidad de las aguas subterráneas (EA_{Azul_Osc}) verifica el aumento de sobreexplotación si se eliminase el trasvase, ya que ésta aumentaría en los tres escenarios (Figura 92).

Figura 92. ΔEA_{Azul_Osc}, ΔNCA_{Sup} e ΔNCA_{Sub} sin el ATS.



Fuente: elaboración propia

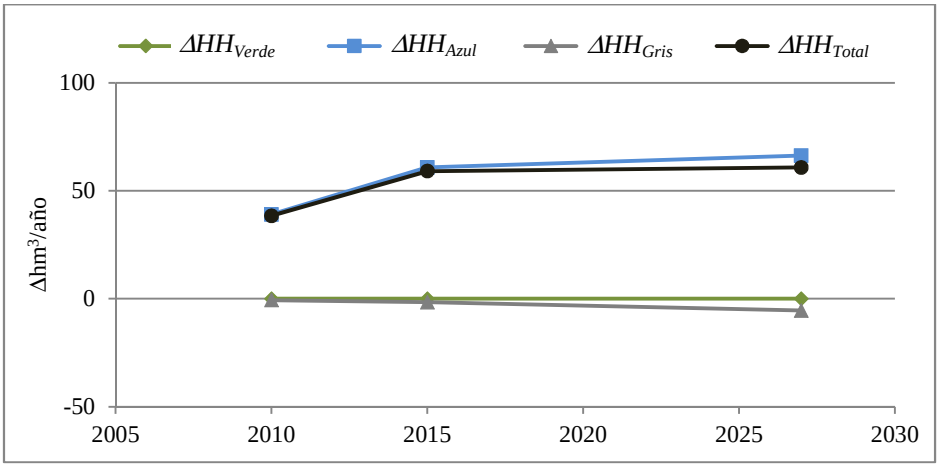
Por último, quitar esta aportación en el SRH haría disminuir los valores del NCA_{Sup} en todos los escenarios, sobre todo para el año 2010. Sin embargo, los valores de los NCA_{Sub} permanecerían constantes (Figura 92).

6.4.2 Desalación en la DHS

Este análisis cuantifica cómo ha afectado a la huella hídrica de la DHS una de las medidas más importantes en materia de planificación hidrológica tomada en los últimos años: la implantación de una batería de desaladoras en la costa con el fin de compensar la derogación del trasvase desde el Ebro (BOE, 2005), el cual pretendía solucionar los problemas de sobreexplotación de acuíferos en la demarcación. Para ello, se han vuelto a simular los escenarios de la IPH eliminando la aportación de las desaladoras, creando tres escenarios de referencia con los que comparar los resultados de las simulaciones anteriores que sí que las incluyen.

Los cambios más significativos que se producirían en la huella hídrica si se eliminase la desalación son, a grandes rasgos y como era de esperar, similares a la eliminación del ATS: se generaría un aumento del consumo de agua azul de la propia demarcación (entre 39 y 66 hm^3/año) y se produciría una leve disminución de la huella hídrica gris (entre 1 y 6 hm^3/año) (Figura 93).

Figura 93. Variación de la huella hídrica HHT sin desalación.

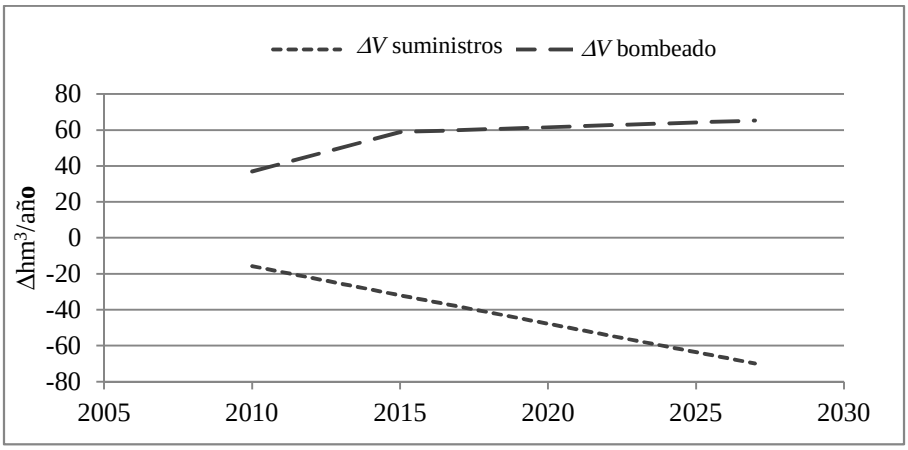


Fuente: elaboración propia

Las variaciones que sufriría la huella hídrica azul se deben a (Figura 94):

- Un incremento de las extracciones de agua subterránea (37 - 65 hm^3/año).
- Un menor suministro a las demandas (16 - 70 hm^3/año).

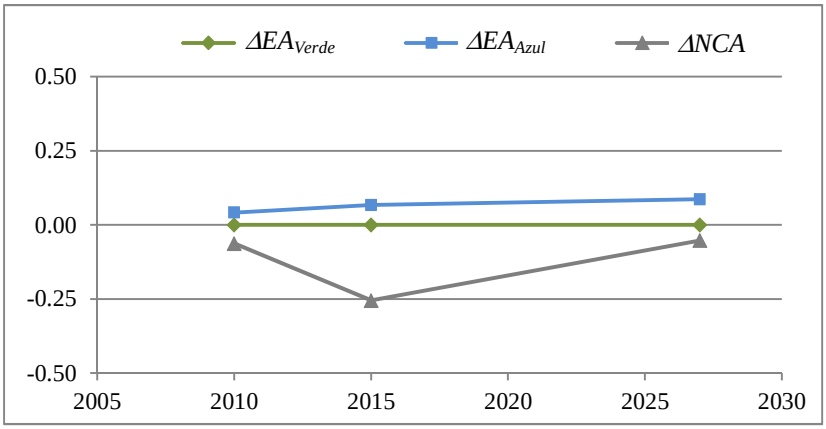
Figura 94. ΔV bombeado e ΔV suministrados sin desalación.



Fuente: elaboración propia

Respecto a los indicadores de sostenibilidad (Figura 95), el EA_{Verde} se mantendría constante, la insostenibilidad de la huella hídrica azul aumentaría (EA_{Azul}) y disminuiría levemente el nivel de contaminación *NCA* en la demarcación.

Figura 95. ΔEA_{Verde}, ΔEA_{Azul} e ΔNCA sin desalación.



Fuente: elaboración propia

El análisis de la variación de los indicadores EA_{Azul_Eco} revela que, a diferencia del trasvase, la eliminación de la desalación apenas tendría influencia sobre éstos ya que el único tramo que se vería afectado sería la parte baja del río Segura (Tabla 69). La razón de esta escasa influencia es que estos caudales, al contrario que el trasvase desde el Tajo, no circulan por los cauces fluviales sino que realizan una aportación directa a demandas ubicadas cerca de la costa, motivo por el que sólo se vería afectado el tramo fluvial cerca de la desembocadura en el mar.

Tabla 69. Influencia de la desalación sobre los EA_{Azul_Eco}.

	Escenarios IPH			**Escenarios IPH sin Trasvase**		
Tramo fluvial	2010	2015	2027	2010	2015	2027
Río Segura desde Cenajo hasta CH Cañaverosa	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Río Segura desde confluencia con río Quípar a azud de Ojós	0,29	0,39	0,87	0,25	0,35	0,55
Río Segura desde azud de Ojós a depuradora aguas debajo de Archena	0,28	0,42	0,40	0,30	0,27	0,25
Río Mundo desde embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Río Alhárabe hasta Camping La Puerta	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Río Argos después del embalse						
Río Quípar antes del embalse						
Encauzamiento río Segura, entre Contraparada y Reguerón	0,89	0,87	0,92	0,87	0,81	0,69
Encauzamiento río Segura, desde Reguerón a Beniel	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	**1,29**
Encauzamiento río Segura, desde Beniel a San Antonio	0,56	0,50	0,50	0,57	0,52	0,50

Fuente: elaboración propia

Del mismo modo si se analiza el indicador EA_{Azul_Amb} se ve cómo la influencia de la desalación sobre ésta es menor (Tabla 70). De hecho solamente se alcanzaría la insostenibilidad a largo plazo (2027), cumpliéndose con este requerimiento ambiental en los otros dos escenarios (2010 y 2015).

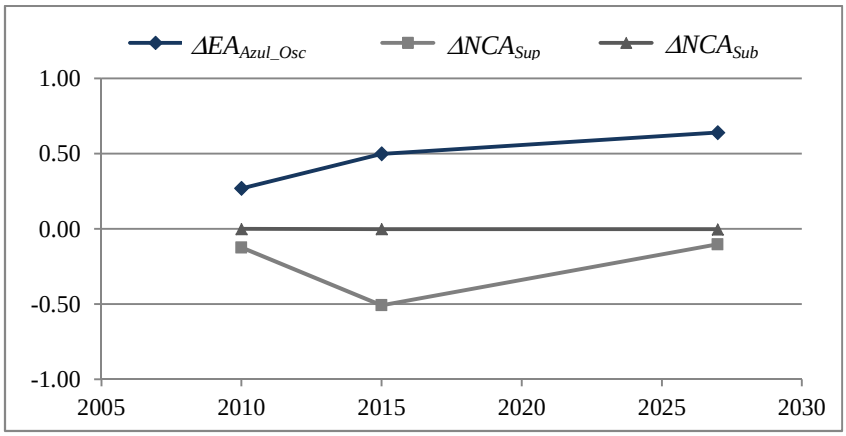
Tabla 70. Influencia de la desalación sobre los EA_{Azul_Amb}.

	Escenarios IPH			Escenarios IPH sin Trasvase		
Nombre	2010	2015	2027	2010	2015	2027
Demanda Ambiental	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	**1,41**

Fuente: elaboración propia

El valor de la EA_{Azul_Osc} aumentaría, indicando que la supresión de las desaladoras produciría un incremento de la sobreexplotación de los acuíferos. Por otro lado, el descenso de la *NCA* tendría lugar básicamente en las aguas superficiales ya que el NCA_{Sub} permanecería prácticamente constante (Figura 96).

Figura 96. ΔEA_{Azul_Osc}, ΔNCA_{Sub} e ΔNCA_{Sup} sin desalación.



Fuente: elaboración propia

6.4.3 Depuración y reutilización

En los últimos años se han desarrollado en la planificación hidrológica de la DHS dos actuaciones que han aumentado los recursos hídricos disponibles en la misma: la depuración de los retornos urbanos y la reutilización directa para su uso en regadío. Estas dos actuaciones en su conjunto han reducido de forma considerable la contaminación que reciben las masas de agua superficiales y subterráneas, lo que ha servido para disminuir sensiblemente la huella hídrica gris entre los escenarios 1998 y 2010, tal y como se vislumbra en el análisis de la evolución temporal de la huella hídrica.

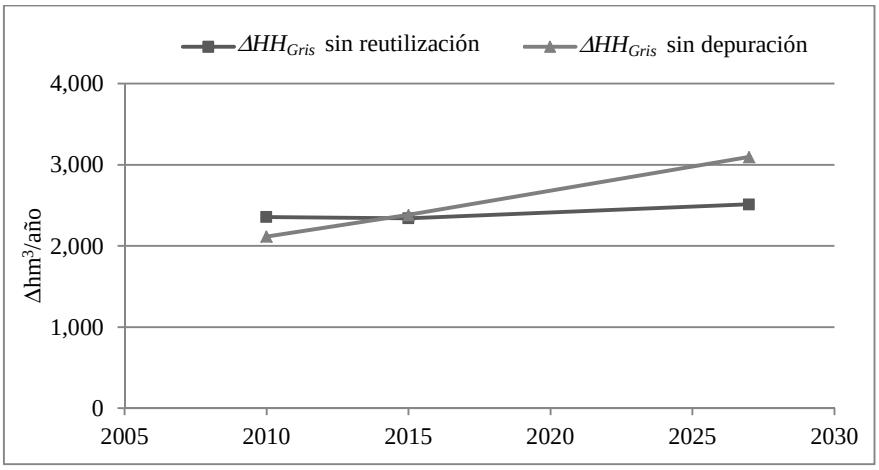
Debido a la influencia que estas actuaciones tienen sobre la huella hídrica gris, se va a cuantificar para los tres escenarios de la IPH cómo ha contribuido cada una de ellas a su reducción. Para ello se vuelven a simular los escenarios pero, en primer lugar, sin tener en cuenta la depuración y, en segundo lugar, sin considerar la reutilización directa de pate de los volúmenes depurados. Estas dos modificaciones se introducen en las simulaciones del SRH por el cambio de la concentración equivalente (C_{Eq}) en los vertidos urbanos (Tabla 36).

Esta comparativa pone de manifiesto la gran importancia que tanto la depuración como la reutilización tienen sobre la huella hídrica gris de la DHS (Figura 97).

La depuración hace disminuir la huella hídrica gris en unos 2.000 hm^3/año para el año 2010, 2.400 hm^3/año para 2015 y en más de 3.000 hm^3/año para 2027. El descenso en los escenarios de 2015 y 2027 es mayor debido a que la demanda urbana también lo es, y por tanto, el retorno es mayor y la eliminación de contaminantes por la depuración también lo es.

Por otro lado, la reutilización representa un descenso en la huella hídrica gris de unos 2.400 hm^3/año para 2010 y 2015, y de unos 2.500 hm^3/año en 2027. Estos resultados son más estables que los anteriores porque se ha asumido que el coeficiente de reutilización va a permanecer constante (Tabla 23) en los escenarios de 2015 y 2027, ya que se prevé que no será posible aumentar el volumen reutilizado de los vertidos urbanos al ser necesarios para el mantenimiento de los caudales ecológicos.

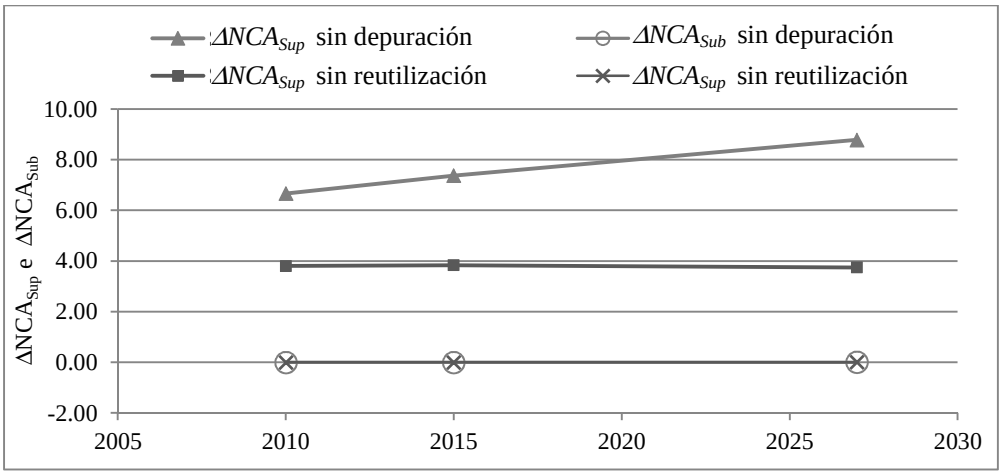
Figura 97. ΔHH_{Gris} sin reutilización y sin depuración.



Fuente: elaboración propia

El descenso que producen estas dos actuaciones conjuntamente sobre la huella hídrica gris es de más de 4.400 hm^3/año para el estado actual, de 4.700 hm^3/año en 2015, y de unos 5.600 hm^3/año para el escenario de 2027. Este último valor es equivalente a la huella hídrica total para los tres escenarios de la IPH (Figura 78), lo que da cuenta de su magnitud real para la DHS.

Figura 98. ΔNCA_{Sup} e ΔNCA_{Sub} por la depuración y reutilización.



Fuente: elaboración propia

Para finalizar el estudio de estas dos actuaciones se analiza el *NCA* (Figura 98). El valor de este indicador de sostenibilidad para las aguas subterráneas (NCA_{Sub}) se mantiene prácticamente constante, y para las superficiales (NCA_{Sup}) disminuye en 4 unidades por la reutilización, y entre 6 y 8 por la depuración. Estos resultados vuelven a confirman la importancia que estas dos actuaciones tienen sobre la calidad de las aguas superficiales.

6.5 Medidas necesarias para alcanzar la sostenibilidad ambiental.

La evaluación de la huella hídrica total en la Demarcación Hidrográfica del Segura revela que los principales problemas de la planificación hidrológica en la misma son la sobreexplotación de las aguas subterráneas y la contaminación de las aguas superficiales. Asimismo, el estudio de todos los indicadores relacionados con la huella hídrica muestra el camino de las medidas más apropiadas que se deben tomar para alcanzar una gestión sostenible.

Los valores del EA_{Azul_Osc} obtenidos indican que actualmente se extrae de los acuíferos más del doble de su recarga natural, y que este comportamiento se va a mantener en el futuro. En los años 2015 y 2027 la sobreexplotación supondrá un volumen de 270 - 391 hm^3/año, respectivamente. Para subsanar este problema se pueden tomar dos medidas encaminadas en reducir la huella hídrica azul: aumentar los recursos hídricos disponibles y/o disminuir las demandas.

Los recursos disponibles pueden incrementarse con desalación o con un trasvase. La construcción de un nuevo trasvase o la ampliación del existente es poco probable, dado el coste de la infraestructura y la dificultad de que otra demarcación hidrográfica ceda recursos hídricos, quedando como única medida factible la desalación. Ahora bien, este trabajo muestra como esta medida, además de costosa (Lapuente, 2012), no es un recurso que se utilice siempre, ya que en los años con recursos hídricos naturales suficientes la desalación disminuye de forma

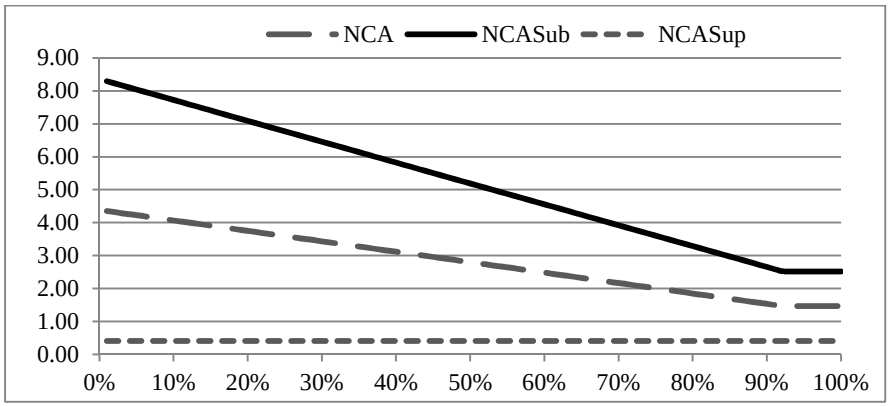
considerable y solamente utilizan agua desalada las demandas que no tienen acceso a otros recursos. Por tanto, la gestión de la desaladoras en la planificación hidrológica actual debería ser modificada para que en los escenarios futuros aumentase el volumen desalado, dado que de los 334 hm^3/año de capacidad total de desalación instalada no se utilizarán 240 hm^3/año en 2015 y 196 hm^3/año en 2027.

Ahora bien, ni con las desaladoras a pleno rendimiento sería posible compensar toda la sobreexplotación de los acuíferos, siendo necesario implementar otras medidas para eliminar el déficit, que sería de 30 hm^3/año para el escenario de 2015 y de 195 hm^3/año para el año 2027. Entre las posibles actuaciones que disminuirían la huella hídrica azul se encontrarían el aumento de la capacidad de desalación, y obviamente su plena utilización, y/o la disminución de las demandas de agua en algún sector.

Respecto al problema de la contaminación de las aguas superficiales, la evaluación de la huella hídrica gris indica que a pesar de depurar el 99% de todos los retornos urbanos de la DHS, el nivel de contaminación de la mima no es sostenible. Del mismo modo revela que el principal contaminante son los fosfatos contenidos en los retornos urbanos.

Sin embargo, pese a conocer cuál es el contaminante responsable de la mayoría de la huella hídrica gris, su eliminación total (100%) no garantiza que se alcance la sostenibilidad ambiental. De hecho, cuando se alcanzase un nivel de depuración en torno al 90% para los fosfatos, los valores de *NCA* se estabilizan porque la DBO_5 pasaría a ser el contaminante que proporciona la máxima huella hídrica gris (Figura 99).

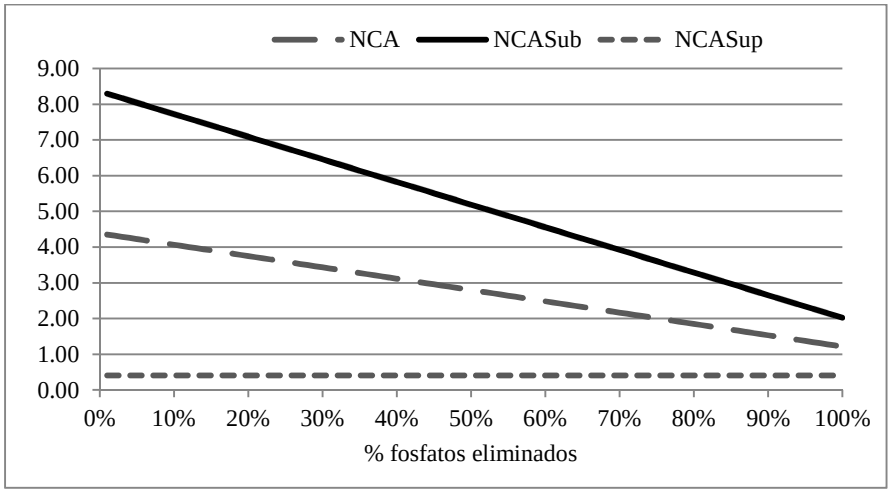
Figura 99. Influencia de la tasa de eliminación de fosfatos sobre los *NCA*.



Fuente: elaboración propia

Si se aumentase el nivel de depuración eliminando el 100% de la DBO_5 y de fosfatos, el valor del *NCA* no llegaría a ser menor que 1 (Figura 100) y no se alcanzaría la sostenibilidad. La razón de esta situación es el valor tan bajo de caudales ecológicos que se establecen en algunos tramos fluviales, sobre todo en los afluentes de la margen derecha (Mula, Quípar, Guadalentín, Argos, Alharábe) y en el río Segura tras su unión con el Reguerón.

Figura 100. Influencia de la tasa de eliminación de la DBO_5 y fosfatos sobre los *NCA*.



Fuente: elaboración propia

Por tanto, no es posible alcanzar la sostenibilidad de la huella hídrica gris en la Demarcación Hidrográfica del Segura si no se aumentan los regímenes de caudales ecológicos establecidos. Así, ni depurando el 100% de los contaminantes de los vertidos urbanos se alcanzaría la sostenibilidad dado que tan solo los retornos de regadíos, que son responsables del 10% de la huella hídrica gris, consumen toda la capacidad de depuración. La sostenibilidad de la contaminación se debe alcanzar mediante la combinación de dos actuaciones, reducir la contaminación de los fosfatos y aumentar el régimen de caudales ecológicos, principalmente en los afluentes y en los tramos finales del río Segura.

Cabe destacar, que si se aumentasen los caudales ecológicos disminuiría la disponibilidad de agua azul para las demandas, lo que conllevaría un aumento de la huella hídrica azul, por lo que el agua azul necesaria para alcanzar la sostenibilidad ambiental del agua azul sería mayor a los 270 - 391 hm^3/año determinados previamente. Por tanto, es necesario buscar una solución compromiso que, conjugando ambos indicadores, de lugar a una situación sostenible integralmente en el medio y largo plazo.

CAPÍTULO 7. Conclusiones

En este capítulo final se recogen, a modo de síntesis, las principales conclusiones que se derivan del trabajo de investigación presentado en esta memoria, organizadas en tres bloques. El primero de ellos se centra en la metodología utilizada, en el que se discuten las principales mejoras que introduce la Huella Hídrica Total (HHT) frente a otras metodologías aplicadas hasta ahora para el cálculo de la huella hídrica y otros indicadores de planificación hidrológica a nivel territorial. Seguidamente se presentan las conclusiones derivadas de la aplicación a la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS). Para finalizar esta memoria se relacionan algunas de las líneas de investigación que ampliarían y/o complementarían el trabajo desarrollado.

7.1 Metodología para el cálculo de la huella hídrica total

La huella hídrica es, en principio, un indicador de síntesis que muestra de qué forma se está utilizando el agua dulce durante el proceso de producción de un determinado bien o servicio, con el fin último de cuantificar la presión que genera el mismo sobre el medio hídrico. Si se extiende el concepto a la producción dentro un territorio, y en concreto a una demarcación hidrográfica como unidad básica de gestión de los recursos hídricos, la huella hídrica pasa a denominarse interna, la cual establece los impactos y la presión que la planificación hidrológica tiene sobre los recursos hídricos de la misma, determinando en último término la sostenibilidad del sistema.

La relativa novedad de este concepto, con apenas una década desde su primera formulación teórica por analogía al indicador más conocido de huella de carbono, hace que su implementación práctica tenga un recorrido desigual en función del objetivo y alcance del estudio que se realice. A nivel de producto, proceso de producción y empresa se encuentra muy desarrollado, existiendo ya una propuesta en forma de normativa ISO (ISO 14046) que se aprobará previsiblemente este mismo año 2014. Sin embargo, la puesta a punto de una metodología para el cálculo de la huella hídrica a nivel de un territorio está aun en una fase incipiente, hecho sin duda motivado por la complejidad de su elaboración. Las indudables ventajas de poder contar con un indicador de impacto y presión sobre los recursos hídricos de un territorio que sea homogéneo y, por tanto, comparable para distintos ámbitos de planificación (espacial, temporal y/o sectorial) hace que se siga trabajando en su desarrollo. La propuesta metodológica núcleo de este trabajo, a la que se ha venido denominando Huella Hídrica Total (HHT), es una contribución a esta línea de investigación.

El análisis de la HHT incluye toda el agua de precipitación que termina siendo utilizada en un proceso productivo dentro de una demarcación hidrográfica, en lugar de centrarse exclusivamente sobre el uso del agua azul, tal y como hacen los indicadores que habitualmente

se emplean en la planificación hidrológica. Al incluir también todos los usos productivos del agua de lluvia, además de describir el uso que los diferentes sectores económicos de una demarcación hidrográfica hacen de los recursos hídricos, la huella hídrica evalúa la gestión de los mismos de forma integral, por lo que su uso resulta especialmente apropiado para la toma de decisiones en el proceso de planificación hidrológica que promueve la Directiva Marco del Agua, donde la caracterización de los usos de agua y su presión e impacto, tanto cuantitativos como cualitativos, toman un papel relevante.

El uso de la HHT como indicador en la evaluación a priori de la planificación hidrológica, se realiza enfrentando el uso potencial de agua por parte de las actividades económicas y socio-ambientales a las disponibilidades reales de recursos hídricos en una demarcación hidrográfica. El cálculo de dichas disponibilidades se lleva a cabo en esta propuesta mediante la simulación del ciclo hidrológico antropizado (CHA), que proporciona las siguientes ventajas frente al resto de metodologías utilizadas en otros enfoques para el cálculo de la huella hídrica:

- Posibilita la inclusión de la regulación de las aguas superficiales por parte de los embalses. Lo cual incorpora una de las medidas de gestión básicas en cualquier cuenca, pero no considerada por otras aproximaciones, como es que en los años de climatología húmeda se almacene agua para su uso cuando hay escasez de recursos.
- Incorpora un sistema soporte a la decisión (SSD) que considera restricciones a las demandas y modela espacialmente la red real existente en un territorio: la entrada, circulación, almacenamiento y salida de caudales.
- Hace posible la incorporación de las actuaciones no convencionales para la gestión de los recursos hídricos, como son los trasvases, la desalación y la reutilización, que hasta el momento no se habían planteado de forma explícita.
- Permite, al incluir la reutilización, evaluar la huella hídrica gris, soslayada en otros trabajos de investigación por la falta de información disponible.
- Mejora el cálculo de la huella hídrica gris ya que, debido a la modificación propuesta para la formulación estándar de este componte de la huella hídrica total, en su cálculo se puede tener en cuenta que un efluente puede tener varios contaminantes, que parte de los retornos pueden ser depurados y/o la existencia de reutilización directa de algunos retornos depurados.
- Posibilita relacionar cada parte de la huella hídrica gris con la masa de agua en la que se genera, diferenciando entre aguas superficiales (tramo fluviales) y subterráneas (grupo de acuíferos). Asimismo, permite distinguir la parte que se debe a retornos urbanos de la de los regadíos.

- Ofrece distribuciones en probabilidad de la huella hídrica total y sus componentes en lugar de valores puntuales concretos, dado que utiliza en las simulaciones todas las condiciones climatológicas reales de las que se tenga información completa para la zona.
- Permite realizar un análisis completo de la sostenibilidad ambiental para una demarcación hidrográfica siguiendo las directrices de Hoekstra et al. (2011) y utilizando todos los tipos de huella hídrica.
- Solventa uno de los inconvenientes que presentaba el análisis de la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica, al definir e incorporar el concepto de agua verde de los espacios naturales y de las zonas improductivas. Los criterios establecidos, que pueden ser extrapolables a cualquier otra demarcación hidrográfica, permiten el cálculo de la disponibilidad del agua verde (DA_{Verde}), que es imprescindible para este análisis.
- Mejora el análisis de sostenibilidad ambiental del uso del agua azul que proponen Hoekstra et al. (2011), obteniéndose un indicador de escasez de agua azul (EA_{Azul}) que representa la gestión de cuencas complejas en las que existe una fuerte regulación y aportes de recursos alternativos.
- Incorpora una nueva formulación en el análisis de la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica gris al diferenciar entre aguas superficiales (divididas en tramos fluviales) y subterráneas (grupos de acuíferos), con la que es posible localizar las masas de agua en las que la gestión de la contaminación no es sostenible.

7.2 Huella hídrica total calculada en la Demarcación Hidrográfica del Segura

Entre las principales conclusiones extraídas de la aplicación práctica de la HHT en la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) cabe señalar aquí las siguientes:

- El valor medio de la huella hídrica total (HHT) para el año 2010 es de 5.582 hm^3/año en la DHS. La huella hídrica de la agricultura (HHA_S) tiene un valor medio ligeramente superior de 6.170 hm^3/año, ya que no considera la infradotación de los cultivos en regadío. La huella hídrica que está barajando la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) para el nuevo Plan Hidrológico es de tan solo 2.587 hm^3/año, que es la mitad del valor calculado con las dos metodologías anteriores, ya que su valor es el resultado de multiplicar una huella hídrica per cápita media para toda España por la población de cada municipio.
- La simulación con 70 observaciones de años hidrológicos con datos de climatología y disponibilidades hídricas reales, demuestra que el valor final de las huellas hídricas, sobre todo de la verde, tiene una fuerte dependencia de la climatología y de los recursos hídricos disponibles en un año.

- La huella hídrica verde, tanto en secano como en regadío, se distribuye como una variable normal con una asimetría positiva, mientras que la azul sigue una distribución normal con asimetría negativa. La huella hídrica gris no sigue una distribución regular conocida. La suma de estas tres componentes proporciona una distribución normal simétrica para la huella hídrica total de la DHS.
- El valor de la huella hídrica gris resulta similar en volumen a la huella hídrica azul, pese a que en la DHS se depuran el 99% de los vertidos urbanos, de los que se reutiliza el 60%.
- La evolución del HHT muestra sin ninguna duda que desde el anterior Plan de Cuenca de 1998 hasta la actualidad (2010) la gestión de la DHS ha mejorado en favor de la sostenibilidad ambiental, sobre todo respecto a los niveles de contaminación. Sin embargo, los escenarios futuros (2015 y 2027) indican que esta mejora se va a estancar en el tiempo y los principales problemas de la DHS, que son la sobreexplotación de los acuíferos y la contaminación de las aguas superficiales, no parece que se vayan a solucionar en un futuro. Por tanto, si no se plantean actuaciones adicionales dirigidas a solucionar estos dos problemas, en el año 2027 la planificación hidrológica en la DHS no va a realizar un uso sostenible de los recursos hídricos.
- El trasvase desde el Tajo proporciona un aporte externo de agua que ayuda a reducir significativamente la huella hídrica azul de la DHS, mejorando la sostenibilidad ambiental de la gestión del agua azul. Asimismo, su incorporación en el embalse del Talave es clave para mantener los caudales ecológicos en la cabecera del Segura y para que no se produzcan fallos en la demanda ambiental. Dada la planificación hidrológica en la DHS, la eliminación de este aporte de agua no se supliría exclusivamente por un aumento de la desalación, sino que también se compensaría por una mayor sobreexplotación de los acuíferos y por un incremento de los déficits en los suministros.
- Las desaladoras complementan los suministros a las demandas sin consumir recursos propios de la demarcación, lo que reduce la huella hídrica azul y evita que se aumente la sobreexplotación en los acuíferos. Además, estas instalaciones mejoran la sostenibilidad al evitar que se consuman recursos hídricos naturales de la propia demarcación, lo que ayuda a que se satisfaga a largo plazo, tanto la demanda ambiental como los caudales ecológicos cercanos a la desembocadura del río Segura.
- La depuración y la reutilización son dos acciones clave en la reducción de la huella hídrica total de la DHS. Si no se realizasen, el valor de la misma sería de más 10.000 hm^3/año en lugar de los 5.582 hm^3/año que se actualmente. Esto se debe, por un lado, a que casi la totalidad de los retornos urbanos son tratados en depuradora con una tasa de eliminación de contaminantes muy elevada y, por otro lado, a que más de la mitad de estos retornos se reutilizan directamente sin contaminar el dominio público hidráulico.

- El análisis de sostenibilidad ambiental de la planificación hidrológica indica que, si bien se está realizando un uso sostenible del agua verde, no sucede lo mismo con el agua azul, con una sobreexplotación generalizada en la mayoría de los acuíferos, principalmente en el Altiplano.
- Para alcanzar la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica azul sería necesario, además de que las desaladoras actuales funcionaran a pleno rendimiento, lo que proporcionaría un volumen extra de agua azul para 2015 de 240 hm^3/año y para 2027 de 196 hm^3/año, que se tomen otras medidas adicionales, ya que seguiría habiendo un déficit anual de 30 hm^3/año para el escenario de 2015 y de 195 hm^3/año para el año 2027. Entre las actuaciones adicionales más plausibles estarían la reducción de las demandas o el aumento de la desalación, una vez descartado el aumento de los recursos procedentes de otras demarcaciones hidrográficas.
- En la DHS no es posible lograr niveles de contaminación plenamente sostenibles mediante la depuración de los vertidos urbanos con el actual esquema de caudales mínimos. Ni aun eliminando el 100% de los contaminantes por depuración se alcanza la sostenibilidad, ya que solo la contaminación de los retornos de regadíos consume por si sola toda la capacidad de depuración natural de la DHS. La sostenibilidad de la contaminación se tiene que alcanzar combinando la reducción de los fosfatos y aumentando el régimen de caudales ecológicos, principalmente en los afluentes y en los tramos finales del río Segura. Esta última opción (aumento de los caudales ecológicos) disminuiría a su vez la disponibilidad de agua azul para las demandas, por lo que sería necesario aumentar en la misma proporción los volúmenes adicionales de agua azul indicados previamente para alcanzar a la vez tanto la sostenibilidad de la huella hídrica gris como de la azul.
- El análisis de sensibilidad de la huella hídrica gris a las concentraciones de nitratos en los retornos de regadío revela que el valor fijado para el mismo, que tiene gran incertidumbre, no es determinante, dado el bajo peso relativo que tiene este origen de contaminación respecto al urbano en el conjunto de la DHS. Sin embargo, al analizar exclusivamente las aguas subterráneas se observa que al ir aumentando el valor medio fijado para la concentración de nitratos hasta llegar a valores picos de las mediciones reales disponibles origina que cuatro de los seis acuíferos considerados pasen a ser insostenibles desde esta óptica.

Del estudio de caso cabe además sacar algunas conclusiones generales para la aplicación de la metodología a otras cuencas:

- El cálculo de la huella hídrica gris no debe ser despreciado en ninguna evaluación de la huella hídrica a nivel de demarcación hidrográfica, máxime si ésta tiene problemas de contaminación por vertidos urbanos
- La estimación de la huella hídrica azul de una demarcación hidrográfica compleja debe tener en cuenta tanto el efecto de la regulación de los embalses como la priorización y/o restricciones en las demandas, ya que su inclusión ha de reducir significativamente tanto el valor medio de la huella hídrica azul como la variabilidad de la misma.
- La metodología HHT revela que en demarcaciones hidrográficas con una fuerte regulación de los recursos hídricos, el valor de la huella hídrica azul y gris es independiente del de la verde. Sin embargo, la huella hídrica gris y la azul pueden tener una relación bien definida dado que la gris depende en gran medida de los retornos del agua azul suministrada a las demandas. Esta estrecha relación puede utilizarse para hacer una aproximación preliminar de la huella hídrica gris, dada la mayor complejidad de su cálculo.
- En general, los resultados del caso no vienen sino a confirmar y cuantificar los problemas más importantes relacionados con la planificación hidrológica que la CHS señala en sus últimos documentos técnicos. Este hecho no deja de ser una prueba de la utilidad de la huella hídrica total como indicador para evaluar la gestión integral de los recursos hídricos de una demarcación y, aún más, su utilidad para tener un primer marco de referencia homogéneo de indicadores con el que realizar tanto estudios de evolución temporal, como de comparación espacial.

7.3 Futuras líneas de investigación

Las conclusiones que se acaban de presentar han de servir para contextualizar la relación que se presenta a continuación de futuras de líneas de investigación derivadas de este trabajo, algunas de las cuales pueden y deben también interpretarse como limitaciones del mismo.

- Testar la HHT en otras demarcaciones hidrográficas. Tanto en aquellas ubicadas en una zona con climatología y/o estructura económica diferente como en otras de características similares. De este modo, aparte de validar la aplicabilidad metodológica, se podría contrastar y comparar el valor de la huella hídrica obtenido para la Demarcación Hidrográfica del Segura y dar respuesta a cuestiones tales como: ¿La distribución de probabilidad de la huella hídrica es diferente en zonas con una climatología distinta? ¿Cómo se comporta la huella hídrica azul en zonas con una menor regulación? ¿Cómo afecta el clima a la huella hídrica per cápita?, etc.
- Determinar la huella hídrica estándar de la Demarcación Hidrográfica del Segura con el objetivo de establecer si es importadora o exportadora de agua virtual para dichos años, y

si su valor ha evolucionado en el tiempo. El balance de agua virtual, si bien es un concepto útil para cualquier zona, toma especial relevancia en la DHS, desde el momento que sus importaciones de agua azul, vía trasvase, son fuente de conflictos territoriales y sociales por todos conocidos.

- Determinar la huella hídrica extendida de la DHS relacionando el rendimiento económico que ha generado cada actividad productiva con su huella hídrica según su color. Los valores obtenidos pueden ser comparados con otros de la propia DHS o con otros ubicados en otras demarcaciones, permitiendo establecer rankings de eficiencia económica en el uso de agua más detallados que los que se vienen barajando en la actualidad, al tener en cuenta no solo el volumen, sino también el origen de dicha agua.
- Utilizar el conjunto de herramientas que componen el CHA y el sistema de contabilidad de la HHT ya desarrollado para incorporar elementos novedosos a la gestión de los recursos hídricos, tales como los mercados de agua intra – extracuenca, evaluando un trade-off múltiple entre distintos orígenes del agua (color de huella) y las productividades de las distintas demandas y/o áreas geográficas, incluyendo las de naturaleza ambiental.
- Aplicar la HHT utilizando una clasificación de los usos del suelo distinta a la Corine Land Cover para así contrastar la influencia que las misma tiene sobre los flujos del ciclo hidrológico antropizado y por tanto sobre el valor final de la huella hídrica, especialmente la verde.
- Modelar el uso de abonos en la agricultura de secano e incorporar la contaminación difusa por percolación que afectaría principalmente a las aguas subterráneas e incrementaría la huella hídrica gris.
- Por último, la propuesta más ambiciosa sería la creación de un entorno informático que englobara, dentro de un mismo sistema de información geográfica, todos los elementos utilizados: ERH, SSD y contabilidad de la HHT. Esto permitiría realizar de forma sencilla todos los cálculos presentados en esta memoria de investigación e incluir directamente algunas de las propuestas que se acaban de mencionar.

Referencias

AACLM. 2010. II Plan Director de Depuración de Aguas Residuales Urbanas de Castilla-La Mancha. Agencia del Agua de Castilla La Mancha. Comunidad de Castilla-La Mancha.

Ahn JM, Lee S & T Kang. 2013. Evaluation of dams and weirs operating for water resource management of the Geum River. Science of the total environment, 478: 103-115.

Alamarah AR, Isayed AA & Abu Mughli M. 2007. Using socio-economic indicators for integrated water resources management: Case study of Palestine. Water Resources in the Middle East: Israel-Palestinian water issues – From conflict to cooperation, 2: 331-339.

Aldaya M & MR Llamas. 2008. Water Footprint analysis for the Guadiana Basin. Papeles de Agua Virtual, Núm. 3, Fundación Marcelino Botín. Santander, 112 p.

Aldaya M, Martínez-Santos P & MR Llamas. 2009. Incorporating the Water Footprint and Virtual Water into Policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain, Water Resources Management, 24(5): 941-958.

Alegre H, Hirner W, Baptista JM & R Parena. 2000. Performance Indicators for water supply services. IWA Publishing. Alliance House, 12. Caxton Street, London SW1H 0QS, UK.

Alexandre NR & RL Porto. 1999. O sistema ModSimLS: un modelo de rede de fluxo para simulaçao de bacias hidrográficas.

Allan JA. 1996. Water use and development in arid regions: Environment, economic development and water resource politics and policy. Review of European Community and International Environmental Law, 5(2): 107-115.

Allen RG, Pereira LS, Raes D & M Smith. 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.

Alley WM. 1984. On the Treatment of Evapotranspiration, soil-moisture accounting, and aquifer recharge in monthly water-balance models. Water Resources Research, 20(8): 1137-1149.

Alley WM. 1985. Water-balance models in one-month-ahead streamflow forecasting. Water Resources Research, 21(4): 597-606.

Alzamora MP. 2010. Operación óptima de los embalses en cascada de Mazar y Amaluza y su influencia en el sistema eléctrico ecuatoriano. III Seminario Internacional: Hidrología Operativa y Seguridad de Presas. 21-24 de abril de 2010 Concordia, Argentina. Revista CIER Nº 57.

Andersen J, Dybkjaer G, Jensen KH, Refsgaard JC & K Rasmussen. 2002. Use of remotely sensed precipitation and leaf area index in a distributed hydrological model. Journal of Hydrology, 264(1-4): 34-50.

Andreu J. 1992. OPTIGES Model for Management Optimization of Water Resources Schemes. User's Manual. Version 2.0.

Andreu J. 1993. Análisis de Sistemas y modelación. En Andreu, J. (Eds), Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. (pp 25-33). Barcelona: CINME.

Andreu J & T Estrela. 1993. Evaluación de recursos. En Andreu, J. (Eds), Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. (pp 55-68). Barcelona: CINME.

Andreu J, Capilla J & E Sanchis. 1996. AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. Journal of Hydrology, 177(3-4): 269-291.

Andreu J, Ferrer-Polo J, Perez MA & A Solera. 2009. Decision support system for Drought planning and management in the Jucar River Basin, Spain. 18th World Imacs congress and Modsim09 international congress on modelling and simulation: Interfacing modelling and simulation with mathematical and computational sciences: 3223-3229.

Andrews ES, Chung FI & JR Lund. 1992. Multilayered, priority-based simulation of conjunctive facilities. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 118(1): 32-53.

Arnell NW. 1992. Factors controlling the effects of climate change on river flow regimes in a humid temperature environment. Journal of Hydrology, 132(1-4): 321-342.

Arnell NW. 1999. A simple water balance model for the simulation of streamflow over a large geographic domain. Journal of Hydrology, 217(3-4): 314-335.

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS & JR Williams. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment - Part 1: Model development. Journal of the American Water Resources Association, 34(1): 73-89.

Arnold JG & Allen PM. 1999. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. Journal of the American Water Resources Association, 35(2): 411-424.

Asefa T, Clayton J, Adams A & D Anderson. 2014. Performance evaluation of a water resources system under varying climatic conditions: Reliability, Resilience, Vulnerability and beyond. Journal of Hydrology, 508: 53-65.

Azmi M & N Heidarzadeh. 2013. Dynamic modelling of integrated water resources quality management. Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management, 166(7): 357-366.

Babillot P & Le Lourd P. 2000. Does a water market exist ? Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau(2): 39-54.

Barros R, Isidoro D & R Araguees. 2012. Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). Agriculture Ecosystems & Environment, 155: 161-171.

Bazaraa MS & J Jarvis. 1977, Linear programming and network flows, John Wiley & Sons.

Belaineh G, Peralta RC & TC Hughes. 1999. Simulation/optimization modeling for water resources management. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 125(3): 154-161.

Bertsimas D, Pachamanova D & M Sim. 2004. Robust linear optimization under general norms. Operations Research Letters, 32(6): 510-516.

Berzas JJ, García LF, Rodríguez RC & PJ Martín-Álvarez. 2000. Evolution of the water quality of a managed natural wetland: Tablas de Daimiel National Park (Spain). Water Research, 34(12): 3161-3170.

BOE. 1971. Ley 21/1971, de 19 de Junio, sobre el aprovechamiento conjunto Tajo-Segura. Boletín Oficial del Estado. nº 148 pp 10115-10116.

BOE. 1999a. Orden de 13 de agosto de 1999 por la que se dispone la publicación de las determinaciones del contenido normativo del Plan Hidrológico de Cuenca del Segura, aprobao por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio. Boletín Oficial del Estado. nº 205. pp. 31891-31898.

BOE. 1999b. Ley 55/1999, de 29 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado. nº 312. pp. 46095-46149.

BOE. 2001a. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas. Ministerio de Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado. nº 176. pp. 26791-26817.

BOE. 2001b. Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Jefatura de Estado. Boletín Oficial del Estado. nº 161. pp. 24228-24250.

BOE. 2005. Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de Junio, del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado. nº 149. pp. 21846-21856.

BOE. 2007a. Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. Ministerio de Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado. nº 30. pp. 5118-5120.

BOE. 2007b. Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el reglamento de la planificación hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado nº 162. pp. 29361-29398.

BOE. 2007c. ORDEN MAM/698/2007, de 21 de marzo, por la que se aprueban los planes especiales de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía en los ámbitos de los planes hidrológicos de cuencas intercomunitarias. Boletín Oficial del Estado. nº 162. pp. 29361-29398.

BOE. 2008. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Boletín Oficial del Estado. nº 71. pp. 12820-12821.

BOE. 2013. Ley 21/2013, de 9 de diciembre de evaluaicón ambiental. Jefatura del Estado. Boletín Oficial del Estado. nº 296. pp. 98151-98227.º

Buras N. 1988. El futuro de la gestión de los recursos hidráulicos. Jornadas sobre El Agua: Factor del Desarrollo Valenciano. Universidad Politécnica de Valencia. Generalitat Valenciana.

Carmona V & JJ Molinero. 2010. Estimación de la huella hídrica gris de la agricultura teniendo en cuenta el efecto de fertilizantes y pesticidas. Tesina fin de master. Universidad Politécnica de Cataluña. Departamento de ingeniería del terreno, cartografía y geofísica.

Causape J, Quilez D & R Araguees. 2006. Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin: An overview. Environmental Monitoring and Assessment, 117(1-3): 451-461.

Cavero J, Farre I, Debaeke P & JM Faci. 2000. Simulation of maize yield under water stress with the EPICphase and CROPWAT models. Agronomy Journal, 92(4): 679-690.

CE. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unidad Europea nº L 327:1-73, de 22 de diciembre de 2000. Bruselas.

CEH. 2012. Web del anuario de aforos. Centro de estudios hidrográficos. Centro de estudios y experimentación de obras públicas (CEDEX). Consulta realizada en Febrero de 2012. Disponible en: http://hercules.cedex.es/anuarioaforos/default.asp

Chang M & R Lee. 1974. Objective double-mass analysis. Water Resources Research, 10(6): 1123-1126.

Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG & R Gautam. 2006. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. Ecological Economics, 60(1): 186-203.

Chapagain AK & AY Hoekstra. 2007. The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. Ecological Economics, 64(1): 109-118.

Chapagain AK & S Orr. 2009. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes. Journal of Environmental Management, 90(2): 1219-1228.

Chapman RA, Manders PT, Scholes RJ & JM Bosch. 1995. Who should get the water? Decision support for water resource management. Water Science and Technology, 32(5-6): 37-43.

Charalambous J, Rahman A & D Carroll. 2013. Application of Monte Carlo Simulation Technique to Design Flood Estimation: A Case Study for North Johnstone River in Queensland, Australia. Water Resources Management, 27(11): 4099-4111.

Chen ZM & GQ Chen. 2013. Virtual water accounting for the globalized world economy: National water footprint and international virtual water trade. Ecological Indicators, 28: 142-149.

CHS. 1998. Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Medio Ambiente.

CHS. 2007. Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía en la Cuenca del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

CHS. 2008. Esquema provisional de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

CHS. 2013a. Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

CHS. 2013b. Borrador del Plan de Cuenca de la Demarcación del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

CHS. 2013c. Web de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Consulta realizada en Junio de 2013. Disponible en: http://www.chsegura.es/chs/cuenca/redesdecontrol/calidadenaguassuperficiales/

CHS. 2013d. Web de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Accedido en Junio de 2013. Consulta realizada en Junio de 2013. Disponible: https://www.chsegura.es/chs/cuenca/redesdecontrol/calidadenaguassubterraneas/

CHS. 2014. Web de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Accedido en Enero de 2014. Disponible en: http://www.chsegura.es/chs/cuenca/resumendedatosbasicos/recursoshidricos/trasvaseTajoSegura.html

CHT. 2013. Esquema de Documento auxiliar a la Memoria 3. Huella Hídrica. Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la cuenca del Tajo. Confederación Hidrográfica del Tajo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

de Groen MM & HHG Savenije. 2006. A monthly interception equation based on the statistical characteristics of daily rainfall. Water Resources Research, 42(12).

de Miguel A. 2013. La huella hídrica como indicador de prsiones: aplicación a la cuenca del Duero y al sector porcino español. Tesis doctoral. Programa de Doctorado en Hidrología y Gestión de Residuos Sólidos. Escuala de Posgrado de la Universidad de Alcalá. Madrid.

Dechmi F, Claverís-Laborda I, Balcells-Oliván M & D Isidoro-Ramírez. 2013. La calidad de los retornos de riego en Riegos del Alto Aragón (Huesca, España). XXXI Congreso Nacional

de Riegos, Orhiuela, Alicante, 18 a 20 de Junio de 2013. Disponible en: http://hdl.handle.net/10532/2311

Delf Hydraulics. 2006. River Basin Planning and Management Simulation Program. In: Voinov, A., Jakeman, A.J., Rizzoli, A.E. (Eds.), Proceedings of the IEMSs third biennial meeting: "Summit on Environmental Modelling and Software". International Environmental Modeling and Software Society, Burlington, Vermont, USA.

Denton RA, & DA Briggs. 1997. Incorporating a new salinity-outflow algorithm into an operations model for the Central Valley, California. Environmental and Coastal Hydraulics: Protecting the Aquatic Habitat, Proceedings of Theme B, Vols 1 & 2, 27: 611-616.

Dessu SB, Melesse AM, Bhat MG & ME McClain. 2014. Assessment of water resources availability and demand in the Mara River Basin. Catena, 115: 104-114.

Edwards J, Yang BH & RB Al-Hmoud. 2005. Water availability and economic development: Signs of the invisible hand? An empirical look at the Falkenmark index and macroeconomic development. Natural Resources Journal, 45(4): 953-978.

El-Sadek A. 2010. Virtual Water Trade as a Solution for Water Scarcity in Egypt. Water Resources Management, 24(11): 2437-2448.

Ene SA, Teodosiu C, Robu B & I Volf. 2013. Water footprint assessment in the winemaking industry: a case study for a Romanian medium size production plant. Journal of Cleaner Production, 43: 122-135.

EPSAR. 2013. Memoria de Gestión 2011. Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana. Conselleria d'Agricultura, Pesca, Alimentació i Aigua. Generalitat Valenciana. Disponible en: http://www.epsar.gva.es/sanejament/quienes-somos/memoria-presupuestos.aspx

Ercin AE, Aldaya MM & AY Hoekstra. 2012. The water footprint of soy milk and soy burger and equivalent animal products. Ecological Indicators, 18: 392-402.

ESAMUR. 2007. Memoria de explotación 2007. Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia. Conserjería de Agricultura y Agua. Región de Murcia.

ESAMUR. 2013. Web de ESAMUR. Consulta realizada en Enero de 2013. Disponible en: http://esamur.com/index.php?option=com_content&view=article&id=62&Itemid=54

Estrada F. 1991. Criterios e indicadores para evaluar el funcionamiento de un sistema de recursos hídricos. Curso sobre Modelos de Gestión de Sistemas de Recursos Hídricos, CEDEX, Madrid.

Estrela T & L Quintas. 1996. A distributed hydrological model for water resources assessment in large basins. Rivertech '96 - 1st International Conference on New/Emerging Concepts for Rivers, Proceedings, Vols 1 and 2: Celebrating the Twenty-Fifth Anniversary of Iwra: 861-868.

Eum HI, Vasan A & SP Simonovic. 2012. Integrated Reservoir Management System for Flood Risk Assessment Under Climate Change. Water Resources Management, 26(13): 3785-3802.

Falkenmark M, Lundqvist J & C Widstrand C. 1989. Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches – aspects of vulnerability in semi-arid development. Natural Resources Forum, 13(4): 258-267.

FAO. 2003. CROPWAT Model. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.

Fedra K. 1984. Interactive water-quality simulation in a regional framework – a management-oriented approach to lake watershed modeling. Ecological Modelling, 21(4): 209-232.

Fontaine MM, Steinemann AC & MJ Hayes. 2014. State Drought Programs and Plans: Survey of the Western United States. Natural Hazards Review, 15(1): 95-99.

Frances F, Velez JI & JJ Velez. 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. Journal of Hydrology, 332(1-2): 226-240.

Fredericks JW, Labadie JW & JM Altenhofen. 1998. Decision support system for conjunctive stream-aquifer management. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 124(2): 69-78.

Fulkerson DR. 1961. An out-of-kilter method for minimal-cost flow problems. Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics, 9(1): 18-27.

Fundación Mapfre. 2011. Huella hídrica, desarrollo y sostenibilidad en España. Fundación Mapfre.

García A, Sainz A, Revilla JA, Álvarez C, Juanes JA & A Puente. 2008. Surface water resources assessment in scarcely gauged basins in the north of Spain. Journal of Hydrology, 356(3-4): 312-326.

Garrido A, Llamas MR, Varela C, Novo P, Rodríguez-Casado R & MM Aldaya. 2010. Water footprint and virtual water trade in Spain: policy implica¬tions. Observatorio del Agua. Fundación Marcelino Botín. Santander.

Gastelum JR & C Cullom. 2013. Application of the Colorado River Simulation System Model to Evaluate Water Shortage Conditions in the Central Arizona Project. Water Resources Management, 27(7): 2369-2389.

Ge L, Xie G, Zhang C, Li S, Qi Y, Cao S, & T He. 2011. An Evaluation of China's Water Footprint. Water Resources Management, 25(10): 2633-2647.

Gerbens-Leenes W & AY Hoekstra. 2012. The water footprint of sweeteners and bio-ethanol. Environment International, 40: 202-211.

Gleick PH. 1986. Methods for evaluating the regional hydrologic impacts of global climatic changes. Journal of Hydrology, 88(1-2): 97-116.

Gleick PH, Chalecki EL & A Wong. 2002. Measuring Water Well-Being: Water Indicators and Indices. A: Peter H. Gleick. The World's Water 2002-2003. Island Press, p. 87-112.

Grindlay AL, Zamorano M, Rodríguez MI, Molero E & MA Urrea. 2009. Territorial transformation and water utilization: hydrological planning scenarios in the Segura river basin. Sustainable Development and Planning Iv, Vols 1 and 2, 120.

Grindlay AL, Zamorano M, Rodríguez MI, Molero E & MA Urrea. 2011. Implementation of the European Water Framework Directive: Integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain. Land Use Policy, 28(1): 242-256.

Gu JJ, Huang GH, Guo P & N Shen. 2013a. Interval multistage joint-probabilistic integer programming approach for water resources allocation and management. Journal of Environmental Management, 128: 615-624.

Gu B, Ge Y, Chang SX, Luo W & J Chang. 2013b. Nitrate in groundwater of China: Sources and driving forces. Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, 23(5): 1112-1121.

Guo SL, Wang JX, Xiong LH, Ying AW & DF Li. 2002. A macro-scale and semi-distributed monthly water balance model to predict climate change impacts in China. Journal of Hydrology, 268(1-4): 1-15.

Guo SL, Chen H, Zhang HG, Xiong LH, Liu P, Pang B, Wang GQ & YZ Wang. 2005. A semi-distributed monthly water balance model and its application in a climate change impact study in the middle and lower Yellow River basin. Water International, 30(2): 250-260.

Haan CT. 1972. A water yield model for small watersheds, Water Resources Research. 8(1), 28-69.

Hardy L & A Garrido. 2010. Análisis y evaluación de las relaciones entre el agua y la energía en España, Papeles de Agua Virtual, Núm. 6, Fundación Marcelino Botín, Santander, 208 p.

HEC. 2007. HEC-ResSim (Reservoir System Simulation): User's Manual. Version 3.0. Hydrologic Engineering Center, US Army Corps of Engineers.

Hernández-Bedolla J, Sánchez-Quispe ST, Domínguez-Sánchez C & B Lara-Ledesma. 2011. Evaluación del efecto del cambio climático en la gestión de sistemas de recursos hídricos. Seminario Iberoamericano de Planificación, Proyecto y Operación de Sistemas de Abastecimiento de Agua SEREA. Morelia, Michoacán, México.

Hoekstra AY. 2003. Virtual water trade: Proceedings of the Internatio¬nal Expert Meeting on Virtual Water Trade, Delft, Holanda, 12–13 December 2002, Value of Water Research Report Series No.12, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands. www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf

Hoekstra AY & PQ Hung. 2005. Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, 15(1): 45-56.

Hoekstra AY & AK Chapagain. 2007a. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. Water Resources Management, 21(1): 35-48.

Hoekstra AY & AK Chapagain. 2007b. The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities. Ecological Economics, 64(1): 143-151.

Hoekstra AY. 2009. Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. Ecological Economics, 68(7): 1963-1974.

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM & MM Mekonnen. 2009. Water footprint manual: State of the art 2009, Water Footprint Network, Ens¬chede, Holanda. http://www.waterfootprint.org/downloads/WaterFootprint-Manual2009.pdf

Hoekstra AY & AK Chapagain. 2010. Globalización del Agua: Compartir los recursos de agua dulce del planeta, Marcial Pons, Madrid / Barcelona / Buenos Aires.

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM & MM Mekonnen. 2011. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard, Earths¬can, London, UK.

Hoekstra AY, Mekonnen MM, Chapagain AK, Mathews RE & BD Richter. 2012. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. PloS one, 7(2): e32688.

Holsapple CW & AB Whinston. 1976. Decision support system for area-wide water-quality planning. Socio-Economic Planning Sciences, 10(6): 265-273.

INE. 2013. Cifras de población y censo demográfico. Instituto Nacional de Estadística de España. Madrid, INE. www.ine.es

Ireson A. Makropoulos C & C Maksimovic. 2006. Water resources modelling under data scarcity: Coupling MIKE BASIN and ASM groundwater model. Water Resources Management, 20(4): 567-590.

Jazim AA. 2006. A monthly six-parameter water model and its application at Arid and Semiarid Low Yielding Catchments. Journal of King Saud University, Vol 9, Eng. Sci (1), 65-82, Riyadh.

Jamieson DG & K Fedra. 1996. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning .1. Conceptual design. Journal of Hydrology, 177(3-4): 163-175.

Jamshidi M & M Heidari. 1977. Application of dynamic-programming to control khuzestan water-resources system. Automatica, 13(3): 287-293.

Jeffrey SJ, Carter JO, Moodie KB & AR Beswick. 2001. Using spatial interpolation to construct a comprehensive archive of Australian climate data. Environmental Modelling & Software, 16(4): 309-330.

Jercich SA. 1997. California's 1995 Water Bank Program: Purchasing water supply options. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 123(1): 59-65.

Junta de Andalucía. 2013. Web de la Junta de Andalucía. Consulta realizada en Diciembre de 2013.Disponible en: www.juntadeandalucia.es/medioambiente/

Karpouzos DK, Baltas EA, Kavalieratou S & C Babajimopoulos. 2011. A hydrological investigation using a lumped water balance model: the Aison River Basin case (Greece). Water and Environment Journal, 25(3): 297-307.

Kelley AC. 1991. The human-development index - handle with care. Population and Development Review, 17(2): 315-324.

Keylock CJ. 2012. A resampling method for generating synthetic hydrological time series with preservation of cross-correlative structure and higher-order properties. Water Resources Research, 48.

Kim TJ & RA Wurbs. 2011. Development of Monthly Naturalized Flow Using Water Rights Analysis Package (WRAP)-based Methods. Ksce Journal of Civil Engineering, 15(7): 1299-1307.

Kiniry JR, Major DJ, Izaurralde RC, Williams JR, Gassman PW, Morrison M, Bergentine R & RP Zenter. 1995. EPIC model parameters for cereal, oilseed, and forage crops in the northern Great Plains region. Canadian Journal of Plant Science, 75(3): 679-688.

Klemes V. 1986. Operational testing of hydrological simulation-models. Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques, 31(1): 13-24.

Kochendorfer JP & JA Ramírez. 2010. Modeling the monthly mean soil-water balance with a statistical-dynamical ecohydrology model as coupled to a two-component canopy model. Hydrology and Earth System Sciences, 14(10): 2099-2120.

Kondrashov D & M Ghil. 2006. Spatio-temporal filling of missing points in geophysical data sets. Nonlinear Processes in Geophysics, 13(2): 151-159.

Kuczera G & E Parent. 1998. Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. Journal of Hydrology, 211(1-4): 69-85.

Lambooy T. 2011. Corporate social responsibility: sustainable water use. Journal of Cleaner Production, 19(8): 852-866.

Lapuente E. 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. Desalination, 300: 40-45.

Le Page M, Berjamy B, Fakir Y, Bourgin F, Jarlan L, Abourida A, Benrhanem M, Jacob G, Huber M, Sghrer F, Simonneaux V & G Chehbouni. 2012. An Integrated DSS for Groundwater Management Based on Remote Sensing. The Case of a Semi-arid Aquifer in Morocco. Water Resources Management, 26(11): 3209-3230.

Liersch S, Cools J, Kone B, Koch H, Diallo M, Reinhardt J, Fournet S, Aich V & FF Hattermann. 2013. Vulnerability of rice production in the Inner Niger Delta to water resources management under climate variability and change. Environmental Science & Policy, 34: 18-33.

Lipschutz RD. 1997. Environmental conflict and environmental determinism: The relative importance of social and natural factors. Conflict and the Environment, 33, 35-50 pp.

Littlewood IG & TJ Marsh. 1996. Re-assessment of the monthly naturalized flow record for the River Thames at Kingston since 1883 and the implications for the relative severity of historical droughts. Regulated Rivers-Research & Management, 12(1): 13-26.

Liu J & H Yang. 2010. Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water. Journal of Hydrology, 384(3-4): 187-197.

Loh MTY, O'Neill IC, McMahon TA, Nathan RJ & HR Graze. 1990. Determining the long-term operating policies of a reservoir system using the computer-program-Hec-5, 1990 Conf on Agricultural Engineering (Preprints). Institution of Engineers, Australia : National Conference Publications, Toowoomba, Australia, pp. 261-265.

López-Bermúdez F, Soldevilla-Moreno MM, Navarro-Hervas F, Ardanuy-Albajar R & MA Romero-Díaz. 1989. Las montañas del Segura: un ejemplo de la influencia del relieve en la cuantía y distribución de las precipitaciones (aplicación del método: análisis de la varianza). Coloquio de Geografía, VII, Vol. 1. Págs. 31-36.

Lorenz CM, Gilbert AJ & WP Cofino. 2001. Indicators for transboundary river management. Environmental Management, 28(1): 115-129.

Loucks DP, Taylor MR & PN French. 1995. IRAS – Interactive river-aquifer simulation model, program description and operating manual. Cornell University, Ithaca, NY.

MAGRAMA. 2012. Sistema Integrado de Información del Agua. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Consulta realizada en Mayo de 2012. Disponible en: http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/descargas/mapas.jsp

Makhlouf Z & Michel C. 1994. A 2-parameter monthly Water-Balance Model for french watersheds. Journal of Hydrology, 162(3-4): 299-318.

Marco J. 1993. Hidrología estocástica y planeamiento hidráulico. En Andreu, J. (Eds), Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. (pp 97-106). Barcelona: CINME

Martin QW. 1983. Optimal operation of multiple reservoir systems. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 109(1): 58-74.

Martín-Ortega J. 2010. Los beneficios ambientales de las aguas del Guadalquivir: un análisis económico. Fundación Pública Andaluza. Centro de Estudios Andaluces. Conserjería de la Presidencia. Junta de Andalucía.

Martínez-Granados D, Maestre-Valero FJ, Calatrava J & V Martínez-Álvarez. 2011. The Economic Impact of Water Evaporation Losses from Water Reservoirs in the Segura Basin, SE Spain. Water Resources Management, 25(13): 3153-3175.

Mateo CMR, Hanasaki N, Komori D, Yoshimura K, Kiguchi M, Champathong A, Yamazaki D, Sukhapunnaphan T & T Oki. 2013. A simulation study on modifying reservoir operation rules: tradeoffs between flood mitigation and water supply. In: Schumann, A. et al. (Eds.), Considering Hydrological Change in Reservoir Planning and Management. IAHS Publication, pp. 33-40.

Matrosov ES, Harou JJ & DP Loucks. 2011. A computationally efficient open-source water resource system simulator - Application to London and the Thames Basin. Environmental Modelling & Software, 26(12): 1599-1610.

McDonald MG & AW Harbaugh. 1988. A modular three-dimensional finite-differences ground-water flow model: US Geological Survey, Techniques of Water-Resources Investigations Book 6, Ch. Al, p. 586.

Mekonnen MM & AY Hoekstra. 2010. A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. Hydrology and Earth System Sciences, 14(7): 1259-1276.

Mekonnen MM & AY Hoekstra. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Hydrology and Earth System Sciences, 15(5): 1577-1600.

Middelkoop H, Daamen K, Gellens D, Grabs W, Kwadijk JCJ, Lang H, Parmet BWAH, Schadler B, Schulla J & K Wilke. 2001. Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the rhine basin. Climatic Change, 49(1-2): 105-128.

Milzow C, Kgotlhang L, Bauer-Gottwein P, Meier P & W Kinzelbach. 2009. Regional review: the hydrology of the Okavango Delta, Botswana-processes, data and modelling. Hydrogeology Journal, 17(6): 1297-1328.

MMA. 2000a. Libro blanco del agua en España. Ministerio de Medio Ambiente. Centro de Publicaciones Secretaría general Técnica Ministerio de Medio Ambiente.

MMA. 2000b. Tres casos de planificación hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de Aguas. 157p.

MMA. 2001. Plan Hidrológico Nacional. Volumen 3: Análisis de los sistemas hidráulicos. Ministerio de Medio Ambiente.

Molina JL, García-Arostegui JL, Benavente J, Varela C, de la Hera A & JAL Geta. 2009. Aquifers Overexploitation in SE Spain: A Proposal for the Integrated Analysis of Water Management. Water Resources Management, 23(13): 2737-2760.

Molina JL, Farmani R & J Bromley. 2011. Aquifers Management through Evolutionary Bayesian Networks: The Altiplano Case Study (SE Spain). Water Resources Management, 25(14): 3883-3909.

Montalván-Estrada A, Martínez-Luzardo F, Veitia-Rodríguez E, Brígido-Flores O & Y Caparrós-Cubeña. 2010. Huella hídrica gris en industrias alimenticias camagüeyanas. Revista cubana química. Vol, XXII, nº 2, pp. 44-50.

Morales-Gil A. 2001. Agua y Territorio en la Región de Murcia. Fundación Centro de Estudios Históricos e Investigaciones Locales. Región de Murcia.

Mouelhi S, Michel C, Perrin C & V Andreassian. 2006a. Linking stream flow to rainfall at the annual time step: The Manabe bucket model revisited. Journal of Hydrology, 328(1-2): 283-296.

Mouelhi S, Michel C, Perrin C & V Andreassian. 2006b. Stepwise development of a two-parameter monthly water balance model. Journal of Hydrology, 318(1-4): 200-214.

Murillo-Díaz J & S Castaño-Castaño. 2003. Gestión conjunta de aguas superficiales y subterráneas en un sistema de explotación costero. Aplicación a la marina baja de Alicante (España). Tecnolocía de la Intrusión de Agua de Mar en acuíferos costeros: países mediterráneos. Ministerio de Ciencia y Tecnología de España.

Murillo-Díaz J & JA Navarro-Iáñez. 2006. Caudales ecológicos y gestión conjunta de recursos hídricos: aplicación al sistema quiebrajano-víboras (Jaén). III Contreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Zaragoza (España).

Naciones Unidas. 2006. Segundo Informe mundial sobre el desarrollo de los recursos hídricos: El agua, una responsabilidad compartida. Disponible online: www.un.org

Naciones Unidas. 2010. El derecho humano al agua y el saneamiento. Resolución 64/292 de la Asamblea General de las Naciones Unidas. Disponible: www.un.org

Niel H, Paturel JE & E Servat. 2003. Study of parameter stability of a lumped hydrologic model in a context of climatic variability. Journal of Hydrology, 278(1-4): 213-230.

Noss RF & AY Cooperrider. 1994. Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity, Island Press, Washington, DC.

Ohlsson L. 2000. Water conflicts and social resource scarcity. Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere, 25(3): 213-220.

Palmer RN, Wright JR, Smith JA, Cohon JL & CS Revelle. 1980. Policy analysis of reservoir operation in the Potomac river basin. Executive sumary, volume I.

Paredes J, Solera A & J Andreu. 2008. Operation rules for multireservoir systems combining heuristic methods and flow networks. Ingenieria Hidraulica En Mexico, 23(3): 151-164.

Paredes J, Solera A & J Andreu. 2010. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). Science of the Total Environment, 408(12): 2576-2589.

Pellicer-Martínez F & JM Martínez-Paz. 2014. Contrast and Transferability of parameters of lumped water balance models in the Segura River Basin (Spain). Water and environment journal. doi:10.1111/wej.12091

Perni A, Martínez-Paz JM & F Martínez-Carrasco. 2012. Social preferences and economic valuation for water quality and river restoration: the Segura River, Spain. Water and Environment Journal, 26(2): 274-284.

Pires AM, Cowx IG & MM Coelho. 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. Journal of Fish Biology, 54(2): 235-249.

Pohl S, Davison B, Marsh P & A Pietroniro. 2005. Modelling spatially distributed snowmelt and meltwater runoff in a small Arctic catchment with a hydrology land-surface scheme (WATCLASS). Atmosphere-Ocean, 43(3): 193-211.

Ponce VM & RH Hawkins. 1996. Runoff curve number: has it reached maturity? Journal of Hydrologic Engineering, 1(1): 11-19.

Ponce VM & V Yevjevich. 1978. Muskingum-cunge method with variable parameters. Journal of the Hydraulics Division-Asce, 104(12): 1663-1667.

Portela MM & JF Santos. 2007. Estimation of monthly stream flows based on the sequential water budget technique applied to the Thornthwaite potential evapotranspiration. In: Brebbia, C.A., Katsifarakis, K.L. (Eds.), River Basin Management Iv. WIT Transactions on Ecology and the Environment, pp. 159-168.

Pulido M, Andreu J, Sahuquillo A, Pinilla V, Sanchez A, Capilla J & J Paredes. 2002. Optimization of water resources management under aquifer overexploitation conditions: the Adra-Campo de Dalias system, Spain. In: Blain, W.R.B.C.A. (Ed.), Hydraulic Information Management. Water Studies Series, pp. 87-99.

Pulido M, Andreu J & A Sahuquillo. 2006. Economic optimization of conjunctive use of surface water and groundwater at the basin scale. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 132(6): 454-467.

Pulido M, Alvarez-Mendiola E & J Andreu. 2013. Design of Efficient Water Pricing Policies Integrating Basinwide Resource Opportunity Costs. Journal of Water Resources Planning and Management, 139(5): 583-592.

Pulido-Velázquez D, Andreu J, Sahuquillo A & S Molina. 2004. An efficient distributed groundwater flow model of the Sinclinal de Calasparra aquifer integrated in a conjunctive use model, Finite Element Models.

Pulido-Velázquez D, Andreu J & A Sahuquillo. 2006. An efficient simulation of the groundwater flow with non-linear boundary conditions within conjunctive use models: Application to “Molar” and “Vega Alta” aquifers”, MODFLOW and MORE 2006: Managing Ground-Water System, Colorado, USA.

Pulido-Velázquez D, Sahuquillo A & J Andreu. 2009. Treatment on non-linear boundary conditions in groundwater modeling with Eigenvalue Methods. Journal of Hydrology, 368(1-4): 194-204.

Raskin P. 1997. Water Futures: Assessment of long-range patterns and problems. Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World, Stockholm Environment Institute (SEI).With contributions from Peter Gleick, Paul Krishen, Gill Pontius and Kenneth Strzepek.

Rees WE & M Wackernagel. 1994. Ecologial footprints and apropriated carrying-capacity – measuring the natural capital requirements of the human economy. Investing in Natural Capital: the Ecological Economics Approach to Sustainability: 362-391.

Refsgaard JC & J Knudsen. 1996. Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models. Water Resources Research, 32(7): 2189-2202.

Richardson JN, Adriaenssens S, Bouillard P & RF Coelho. 2013. Symmetry and asymmetry of solutions in discrete variable structural optimization. Structural and Multidisciplinary Optimization, 47(5): 631-643.

Rijsberman FR. 2006. Water scarcity: Fact or fiction? Agricultural Water Management, 80(1-3): 5-22.

Rodríguez-Estrella T. 1987. Principales características geológicas e hidrogeológicas en la Región de Murcia. El campo: boletín de información agraria. Nº 105. págs. 26-32.

Sahuquillo A & J Andreu. 1997. Eigenvalue simulation of aquifers and river interaction for conjunctive use. Groundwater: an Endangered Resource, 331-336 pp.

Salmoral G, Dumont A, Aldaya MM, Rodríguez-Casado R, Garrido A & MR Llamas. 2010. Análisis de la huella hídica extendida de la cuenca del Guadalquivir, Papeles de seguridad hídrica y alimentaria y cuidado de la naturaleza, Núm. 1. Fundación Botín. Santander, 91p.

Savenije HHG. 2000. Water scarcity indicators; the deception of the numbers. Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere, 25(3): 199-204.

Seager J. 2001. Perspectives and limitations of indicators in water management. Regional Environmental Change, 2(2): 85-92.

Sechi GM & A Sulis. 2009. Water System Management through a Mixed Optimization-Simulation Approach. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 135(3): 160-170.

Seckler D, Barker R & U Amarasinghe. 2000. Water scarcity in the twenty-first century. Towards an Agenda for Agricultural Research in Europe: 147-160.

Sharma D & A Kansal. 2013. Assessment of river quality models: a review. Reviews in Environmental Science and Bio-Technology, 12(3): 285-311.

Shelton RA. 1979. Management of TVA reservoir systems. Proceedings of national workshop on reservoir systems operations.

Shuster RJ. 1987. Colorado river simulation system executive sumary. Technical report, U.S. Bureu of Reclamation, Engineering and Research Center, Dever, Colorado.

Sigvaldason OT. 1976. Simulation-model for operating a multipurpose mult-reservoir system. Water Resources Research, 12(2): 263-278.

Silva L, Mauad FF & J Andreu. 2006. Estudio de las reglas de explotación de los embalses del sistema cantareira, Sao Paulo, Brasil. Ingeniería del Agua. 13(2) 129-133.

Simonovic SP. 1996. Decision support systems for sustainable management of water resources. 1. General principles. Water International, 21(4): 223-232.

Simonovic SP. 2000. Las resort algorithms for optimization of water resources systems. Water International, 25 (1): 76-88.

Sophocleous MA, Koelliker JK, Govindaraju RS, Birdie T, Ramireddygari SR & SP Perkins. 1999. Integrated numerical modeling for basin-wide water management: The case of the Rattlesnake Creek basin in south-central Kansas. Journal of Hydrology, 214(1-4): 179-196.

Sprague RH & HJ Watson. 1976. Decision support system for banks. Omega-International Journal of Management Science, 4(6): 657-671.

Stehr A, Debels P, Romero F & H Alcayaga. 2008. Hydrological modelling with SWAT under conditions of limited data availability: evaluation of results from a Chilean case study. Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques, 53(3): 588-601.

Su H, Hu J & Z Wen. 2013. Service Life Predicting of Dam Systems with Correlated Failure Modes. Journal of Performance of Constructed Facilities, 27(3): 252-269.

Sullivan CA, Meigh JR, Giacomello AM, Fediw T, Lawrence P, Samad M, Mlote S, Hutton C, Allan JA, Schulze RE, Dlamini DJM, Cosgrove W, Priscoli JD, Gleick P, Smout I, Cobbing J, Calow R, Hunt C, Hussain A, Acreman MC, King J, Malomo S, Tate EL, O'Regan D, Milner S & I Stey. 2003. The water poverty index: Development and application at the community scale. Natural Resources Forum, 27(3): 189-199.

Sullivan C & J Meigh. 2005. Targeting attention on local vulnerabilities using an integrated index approach: the example of the climate vulnerability index. Water Science and Technology, 51(5): 69-78.

Svancara LK, Brannon R, Scott, JM Groves CR, Noss RF & RL Pressey. 2005. Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs, BioScience, 55, 11 (989-995).

Témez JR, 1977. Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. Dirección General de Carreteras. MOPU. Madrid.

Thomas HA. 1981. Improved Methods for National Water Assessment. Report, contract WR 15249270. U.S. Water Resources Council, Washington, DC.

Thompson JR, Sorenson HR, Gavin H & A Refsgaard. 2004. Application of the coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system to a lowland wet grassland in southeast England. Journal of Hydrology, 293(1-4): 151-179.

Thornthwaite CW. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev., 38(1): 55-94.

Thornthwaite CW & JR Mather. 1955. The water balance. Publ. Climatol. Lab. Climatol. Dresel Inst. Technol., 8(8): 1-104.

Thornthwaite CW & JR Mather. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Publ. Climatol. Lab. Climatol. Dresel Inst. Technol., 10(3): 185-311.

Tu MY, Hsu NS & WWG Yeh. 2003. Optimization of reservoir management and operation with hedging rules. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 129(2): 86-97.

TWDB. 1972. Economic Optimization and simulation techniques for management of regional water resources systems: program SIMYILD-II. Texas Water Development Board, System Engeneering Division.

TWDB. 1982. SIM-V. Multireservoir Simulation and Optimization. Program Documentation and User's Manual. Texas Water Development Board, System Engeneering Division.

UNESCO. 2009. Integrated Water Resources Management in Action. The United Nations World Water Asessment Programme. DHI Water Policy and UNEP-DHI Centre for Water and Environment.

US Army Corps of Engineers. 1991. SSARR User's Manual. North Pacific Division, Portland, USA.

Van der Beken A & J Byloos. 1977. A monthly water balance model including deep infiltration and canal losses. Hydrological Sciences Bulletin XXII, 3, 341-351.

Van der Schrier G, Jones PD & KR Briffa. 2011. The sensitivity of the PDSI to the Thornthwaite and Penman-Monteith parameterizations for potential evapotranspiration. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 116.

Vandewiele GL & A Elias. 1995. Monthly water-balance of ungaged catchments obtained by geographical regionalization. Journal of Hydrology, 170(1-4): 277-291.

Vanham D, Mekonnen MM & AY Hoekstra. 2013. The water footprint of the EU for different diets. Ecological Indicators, 32: 1-8.

Vankatwijk VF, Rango A & AE Childress. 1993. Effect of simulated climate-change on snowmelt runoff modeling in selected basins. Water Resources Bulletin, 29(5): 755-766.

Vrugt JA, O'Nuallain B, Robinson BA, Bouten W, Dekker SC & PMA Sloot. 2006. Application of parallel computing to stochastic parameter estimation in environmental models. Computers & Geosciences, 32(8): 1139-1155.

Vrugt JA, ter Braak CJF, Clark MP, Hyman JM & BA Robinson. 2008. Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling: Doing hydrology backward with Markov chain Monte Carlo simulation. Water Resources Research, 44.

Wagner F, Herault B, Stahl C, Bonal D & V Rossi. 2011. Modeling water availability for trees in tropical forests. Agricultural and Forest Meteorology, 151(9): 1202-1213.

Wang H & J Liu. 2013. Reservoir Operation Incorporating Hedging Rules and Operational Inflow Forecasts. Water Resources Management, 27(5): 1427-1438.

Wang L, Ding X, Wu X & J Yu. 2013. Textiles industrial water footprint: methodology and study. Journal of Scientific & Industrial Research, 72(11): 710-715.

Wichelns D. 2001. The role of 'virtual water' in efforts to achieve food security and other national goals, with an example from Egypt. Agricultural Water Management, 49(2): 131-151.

Wilk J & DA Hughes. 2002. Simulating the impacts of land-use and climate change on water resource availability for a large south Indian catchment. Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques, 47(1): 19-30.

Wurbs RA. 1993. Reservoir-system simulation and optimization models. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 119(4): 455-472.

Wurbs RA. 2005. Texas water availability modeling system. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 131(4): 270-279.

Wurbs RA. 2006. Methods for developing naturalized monthly flows at gaged and ungaged sites. Journal of Hydrologic Engineering, 11(1): 55-64.

Xiong LH & SL Guo. 1999. A two-parameter monthly water balance model and its application. Journal of Hydrology, 216(1-2): 111-123.

Xu CY & GL Vandewiele. 1995. Parsimonious monthly rainfall-runoff models for humid basins with different input requirements. Advances in Water Resources, 18(1): 39-48.

Xu CY & S Halldin. 1997. The effect of climate change on river flow and snow cover in the NOPEX area simulated by a simple water balance model. Nordic Hydrology, 28(4-5): 273-282.

Xu CY & VP Singh. 1998. A Review on Monthly Water Balance Models for Water Resources Investigations. Water Resources Management, 12(1): 31-50.

Xu CY. 2002. WASMOD - the water and snow balance modelling system. In: Singh, V.P., Frevert, D.K. (Eds). (Ed.), Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications. Water Resources Publications., LLC, Chelsea, Michigan, USA, pp. 555-590.

Xu X, Yang D & M Sivapalan. 2012. Assessing the impact of climate variability on catchment water balance and vegetation cover. Hydrology and Earth System Sciences, 16(1): 43-58.

Yapo PO, Gupta HV & S Sorooshian. 1998. Multi-objective global optimization for hydrologic models. Journal of Hydrology, 204(1-4): 83-97.

Yeh GT, Shan H & G Hu. 2004. An integrated three-dimensional surface water and groundwater model to simulate hydrodynamics and thermal and salinity transport. In: Miller, C.T., Farthing, M.W., Gray, W.G., Pinder, G.F. (Eds.), Computational Methods in Water Resources, Vols 1 and 2. Developments in Water Science, pp. 1415-1425.

Zeng Z, Liu J, Koeneman PH, Zarate E & AY Hoekstra. 2012. Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in northwest China. Hydrology and Earth System Sciences, 16(8): 2771-2781.

Zhang L, Potter N, Hickel K, Zhang Y & Q Shao. 2008. Water balance modeling over variable time scales based on the Budyko framework - Model development and testing. Journal of Hydrology, 360(1-4): 117-131.

Zhao S, Lin J & S Cui. 2011. Water resource assessment based on the water footprint for Lijiang City. International Journal of Sustainable Development and World Ecology, 18(6): 492-497

Anexos

Anexo I. Estudio de los recursos de la cabecera del Segura

Pellicer-Martínez, Francisco., Martínez-Paz, José Miguel., 2014. Contrast and Transferability of parameters of lumped water balance models in the Segura River Basin (Spain). Water and environment journal. doi:10.1111/wej.12091

Contrast and transferability of parameters of lumped water balance models in the Segura River Basin (Spain).

Abstract

Knowing the water resources in a river basin is a key aspect to an appropriate water planning and they can be estimated by lumped water balance models. The possibility to transfer the calibrated parameters of a contrasted model to non-gauged ones improves this knowledge with no need for direct measurements. This work studies the transferability of the parameters of the lumped models in five catchments in the southeast of Spain, testing the influence of the snow and the effect of serial autocorrelation in the goodness of fit. The results are also compared with those of the distributed model of reference in Spain (SIMPA). As principal results, the *abcd* model is the selected one, the snow effect is negligible, the transferability of parameters for this case is not totally possible, and serial autocorrelation must be included for this kind of modeling.

Key words: hydrological model contrast; water balance; snowmelt; parameter transferability; Segura River Basin

Introduction

The assessment of water resources in a basin is a necessary step before hydrological planning, and it is crucial in water-scarce regions where water resources are key for the development of the basic activities carried out by the inhabitants of a basin for the distribution and allocation of volumes for different economic and environmental uses (Gleick 1986). In the Segura River Basin (Spain) the natural water resources are not able to supply all the water demands, thus needing external resources (Perni et al. 2012) and becoming, undoubtedly, one of the most water-scarce basins in Europe (Martínez-Paz et al. 2014).

One of the recent advances in hydrological sciences is to transfer the parameters of a contrasted hydrological model calibrated at a catchment outlet to others. The result of estimating streamflows in ungauged catchments using the parameters previously calibrated in gauged one increase streamflow information, and would gain in economy and save time compared to directly measuring streamflows. Due to this advantage, much research has been conducted on this subject (Van der Linden & Woo 2003) in which lumped monthly water balance models are generally used because it is then possible to focus the study on the behaviour of the parameters

(Mouelhi et al. 2006). The critical issue of this process is to select an appropriate model in order to accurately reproduce the streamflows generated in the basin under study (Hughes & Metzler 1998).

This paper is mainly aimed at finding a lumped water balance model which provides a proper performance in the upper Segura River Basin. For this purpose, four lumped water balance models are applied and contrasted, along with the testing of a snowmelt module. Once a proper model has been selected, the transferability of the parameters is analysed. This is the first time that this kind of study has been performed in the area. The effects of serial autocorrelation obtained in the goodness of the fit are also studied.

The secondary objective of this paper is to compare the results of the selected lumped water balance with the results of the only hydrological model applied in this basin, the so-called *SIMPA* model (Estrela & Quintas 1996). This distributed model, which is used by public authorities in water management to assess all the water resources in Spain, has two drawbacks, namely (i) it is not specific to every Spanish river basin, and (ii) it does not consider the snow as a hydrological process that can be significant to the headwater basins in the Mediterranean region (Karpouzos et al. 2011). This comparison identifies any possible differences between the two models, as the distributed model requires a larger amount of input information and a greater computing capacity than the lumped water balance model.

This paper is structured as follows: the methodology is included in the second section; the third section deals with the main features of the studied area and the information used; the next section shows the analysis and discussion of results; and, finally, the conclusions are drawn.

Methodology

The complete methodology used in this work is divided into three stages (fig 1). The first two stages are aimed at finding a hydrological model which provides a proper performance of the studied area. The objective of the third stage is to analyze the transferability of the parameters and to compare the selected hydrological model with the *SIMPA* model.

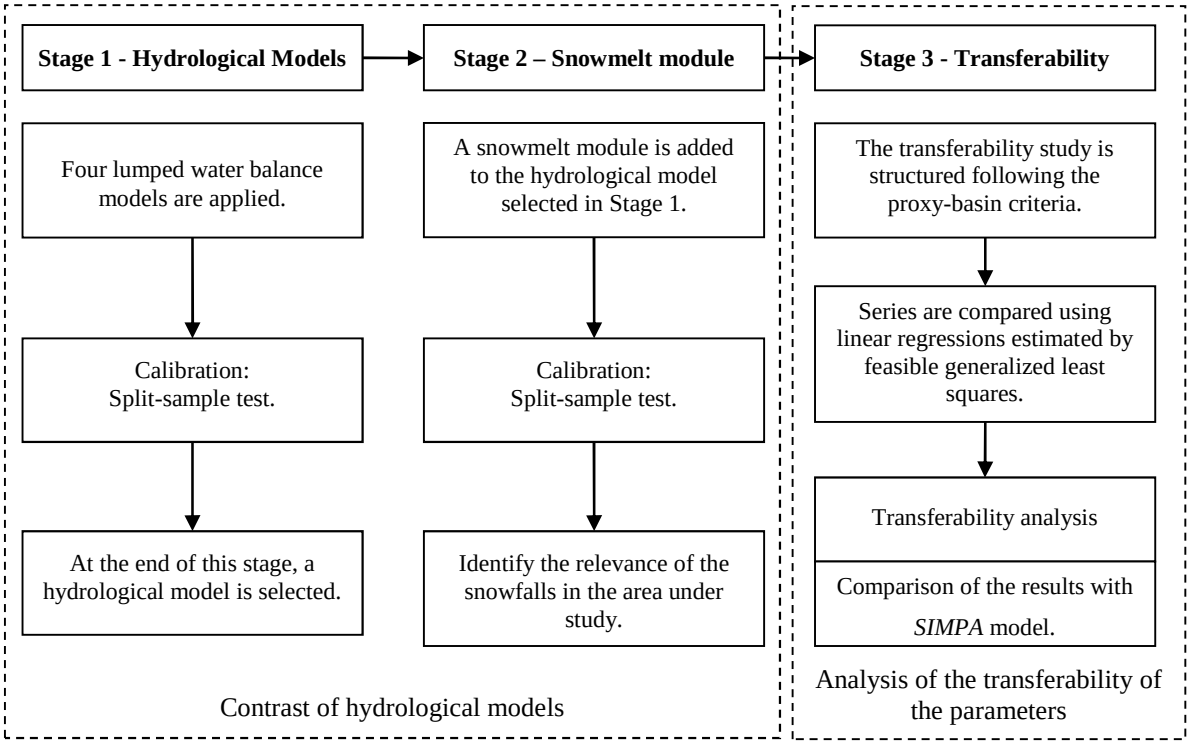


Fig. 1. Methodological Framework.

Stage 1.- Hydrological Models

The four lumped water balance models applied are: *T-α* model (Alley 1984), *GR2M* model (Makhlouf & Michel 1994), *abcd* model (Thomas 1981), and *WASMOD* (Vandewiele & Win 1993). All of them are based on the continuity equation [Eq. (1)] where *ΔV* is the variation in the volume stored in the catchment; *P(t)* is the precipitation acting as the input into the catchment; and the outputs are simulated streamflows, *Q(t)*, together with actual evapotranspiration, *ET(t)* (Zhang et al. 2008). Nevertheless, in the algorithm of all these mathematical models, the input data in the form of temporal series are precipitation, *P(t)*, and the potential evapotranspiration, *EP(t)*.

$$\Delta V = P(t) - ET(t) - Q(t) \qquad (1)$$

The equations that govern the flows between the storages of the model (Fig. 2) are monitored by three or four parameters. The *T-α* model has three parameters; the first one determines the surface flow, *Qs(t)*, the second limits the value of soil moisture, *S(t)*, in the upper storage, and the last one establishes the discharge, *Qg(t)*, that depends on the stored volume in the lower storage, *G(t)*. The *GR2M* model has three parameters; the first one establishes the actual evapotranspiration, *ET(t)*, and the soil moisture, the second one determines the percolation and the surface flow, and the last one evaluates the discharge. The *abcd* model has four parameters; two of them establish the actual evapotranspiration and the soil moisture, another one divides the infiltration by the percolation, *ΔG(t)*, and surface flow, whereas the last one determines the

discharge. The *WASMOD* model has four parameters; one monitors the actual evapotranspiration, another one establishes the surface flow, and two more parameters evaluate the discharge. All these parameters have to be calibrated by means of naturalized streamflows (Wurbs 2005).

Fig. 2 illustrates all the models: a) the *T-α* model and *GR2M* model; b) the *abcd* model; and c) the *WASMOD* model.

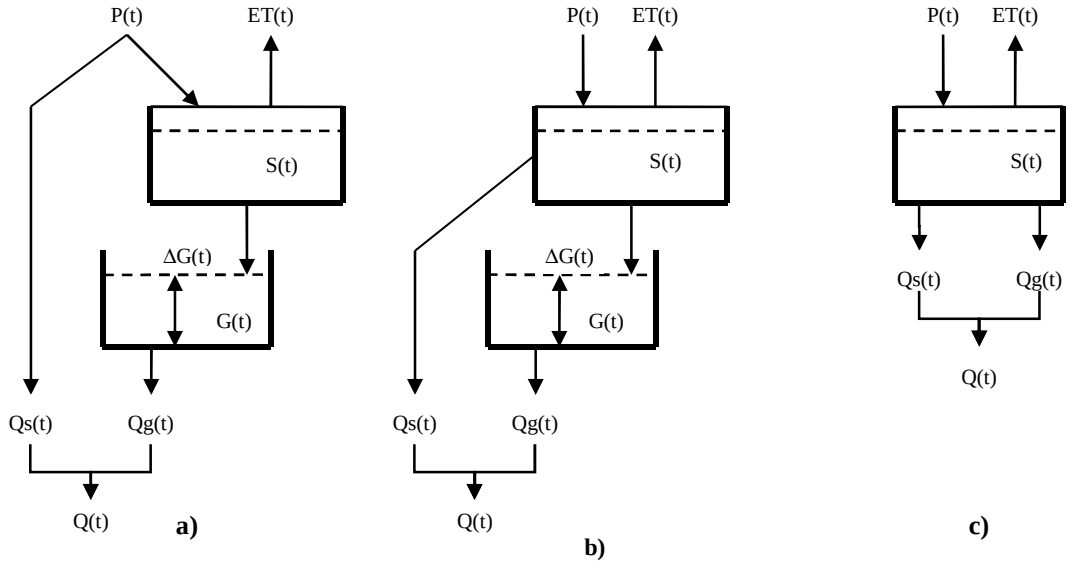


Fig. 2. Frame of the lumped models.

Calibration

The calibration of parameters of the hydrological models, used also at stage 2, is carried out by minimizing the sum of the square of deviations, *SSQ*, [Eq. (2)]. These deviations are the difference between the streamflow simulated by the model, $\hat{q}(t)$, and the naturalized streamflow, $q(t)$, that have previously been transformed by square root transformation. This transformation provides a set of deviations that is assumed normally distributed with zero expectation and stochastically independent.

$$SSQ = \sum_{t=1}^{n} \left(q(t) - \hat{q}(t)\right)^2 \quad (2)$$

The models are calibrated using the split-sample test defined by Klemes (1986). The first years of the streamflow data is used in the "take-off" of the model, and the rest of the data is divided into two periods. The first period is used in the calibration and the second one is used for the validation. Once the hydrological models have been calibrated, the efficiency criterion *NS* (Nash & Sutcliffe 1970) is used to measure the quality of the calibration [Eq. (3)], where, $\hat{q}(t)$ and

$q(t)$ are the same variables as used previously and, $\bar{q}(t)$, is the mean of the naturalized streamflow series.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{n} \left(q(t) - \hat{q}(t)\right)^2}{\sum_{t=1}^{n} \left(q(t) - \bar{q}\right)^2} \quad (3)$$

Stage 2.- Snowmelt module

Snowfalls can be relevant since they occur in other basins located in the Mediterranean area with similar climatic characteristics (Karpouzos et al. 2011). Therefore, in order to identify whether this hydrological process is relevant to this area or not, a snowmelt module is included in the proper water balance. In this case, the snowmelt module proposed by Xu et al. (1996), which incorporates two new parameters in the model that also have to be calibrated, is used to represent the following hydrological processes: snowfall, snow accumulation on the peaks, and snowmelt.

If the incorporation of the snowmelt module improves the *NS* values obtained by the selected lumped water balance, then the snow will be considered as a relevant hydrological process which has to be taken into account in the analysis of the transferability of the parameters.

Stage 3.- Transferability of models

Parameter transferability is conducted using proxy-basin criterion (Klemes 1986). This criterion applies the calibrated parameters into a catchment in another close catchment and compares the results by means of simple linear regressions (Zhang et al. 2008). These regressions do not have a constant term and the linear coefficient is estimated by ordinary least squares (OLS). However, since the monthly streamflow series usually have a meaningful serial autocorrelation, the estimation by OLS has the problem of residual correlation, with inefficient estimators and an overestimated coefficient of determination R^2 (Kroll & Stedinger 1998). To solve this problem, in this paper the estimation is carried out by feasible generalized least squares (FGLS) using the Hildreth-Lu model (Hildreth & Lu, 1960), the formula of which is shown in [Eq. (4)] below:

$$Q_t = \hat{Q}_t \cdot \beta_1 + u_t \quad u_t = \rho \cdot u_{t-1} + \varepsilon_t \qquad \varepsilon_t \approx iid\left(0, \sigma_\varepsilon^2\right) \qquad (4)$$

where Q_t is the naturalized streamflow, $\hat{Q}_t$ is the flow simulated by the model, *β1* is the linear coefficient in the regression, ε_t is the error series, σ_ε^2 is the variance of the error series, ρ is the coefficient that monitors the residual correlation, and u_t is the corrected error series. When

autocorrelation does not exist, ρ is not meaningfully distinct to zero, and both methods (OLS and FGLS) converge (Dios, 1998).

Study area

The methodology was applied to five catchments located in South-Eastern Spain, which belong to the Segura River Basin District (Fig. 3).

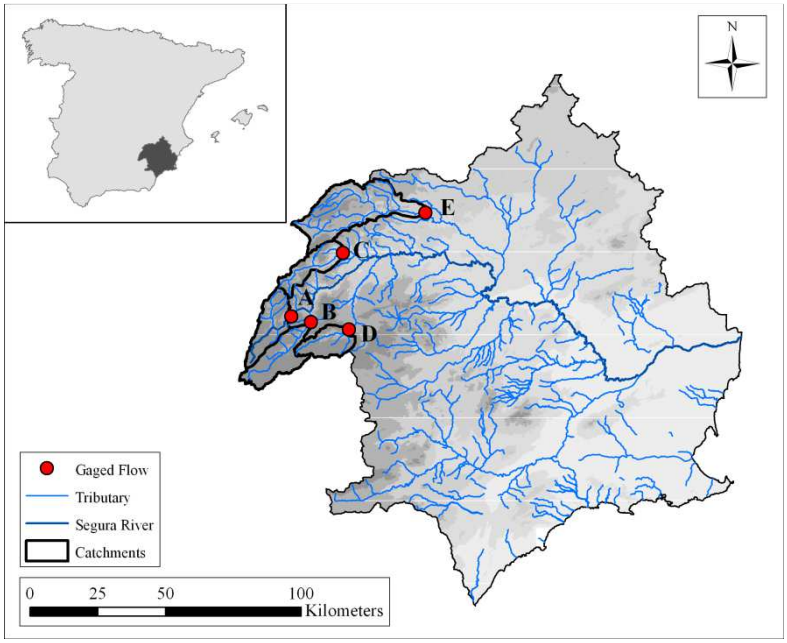


Fig. 3. Segura River Basin District and catchments analysed.

Table 1 shows the catchment names, the codes used in this paper, the name of the river, and the most important physical and climatic features.

Name	**Anchuricas**	**La Novia**	**Argamasa**	**Tobarico**	**Lietor**
Code	A	B	C	D	E
Area (km^2)	235	273	185	179	576
River name	Segura	Zumeta	Tus	Taibilla	Mundo
Average annual Temperature (ºC)	10.7	10.6	13.7	11.3	12.2
Average Annual Precipitation (mm)	830	805	753	655	685
Average Annual Potential Evapotranspiration (mm)	875	908	866	938	817
Average Annual Runoff (mm)	336	145	195	85	197
Runoff Coefficient	0.40	0.18	0.26	0.13	0.29
Average elevation (m)	1,419	1,557	1,203	1,457	1,135

Table 1. Catchments analysed.

Data is taken from official Spanish sources. The digital elevation model used is provided by the National Centre for Geographic Information (www.cnig.es), the gauging stations and the sets of gauged streamflows that have been naturalized are those of the Centre for Hydrographical Studies (hercules.cedex.es/anuarioaforos/default.asp), and the climate series used in the models are obtained by the treatment of the information on the monthly raster maps for all the Spanish areas that were created as baseline information in the *SIMPA* distributed model (http://servicios2.magrama.es/sia/visualizacion/descargas/). The potential evapotranspiration and precipitation series are real values that have been estimated as the average of the raster variable values for each catchment.

Results and discussion

Stage 1. Hydrological models.

The four models have been applied in the study area. The first five years in the series of naturalized streamflows have been used to estimate the initial conditions in the storages of each hydrological model. If the rest of the series are over ten years, they are divided into two parts each with the same amount of years: the first part is used for the calibration, and the second one for the validation of the models. Since the period of naturalized streamflows is different in every gauging station, Table 2 gathers the time intervals used in these processes.

Catchment	Take-off	Calibration	Validation
Anchuricas(A)	12/1965-11/1970	12/1970-10/1989	11/1989-09/2008
La Novia(B)	12/1965-11/1970	12/1970-10/1989	11/1989-09/2008
Argamasa(C)	10/1940-10/1945	11/1945-05/1954	06/1954-01/1963
Tobarico(D)	10/1940-10/1945	11/1945-11/1949	-
Lietor(E)	10/1970-10/1975	11/1975-02/1984	03/1984-07/1992

Table 2. Periods used in the optimization process.

The minimization of the sum of the square of deviations have been carried out by using a non-linear optimization algorithm known as GRG2 that finds the extreme values of the functions by the generalized reduced gradient algorithm (Lasdon et al. 1978). Once the *SSQ* functions for each model were optimized, the efficiency criterion *NS* was calculated.

	T-α model		**GR2M model**		**abcd model**		**WASMOD**	
Code	Calibration	Validation	Calibration	Validation	Calibration	Validation	Calibration	Validation
A	0.76	0.65	0.85	0.79	0.88	0.84	0.82	0.73
B	0.46	0.17	0.67	0.50	0.69	0.38	0.68	0.54
C	0.44	-0.02	0.58	-0.87	0.63	0.18	0.35	0.26
D	0.52	-	0.62	-	0.52	-	0.43	-
E	0.38	0.16	0.25	-0.04	0.36	0.20	0.42	0.32

Table 3. Efficiency criterion *NS* calculated.

The *NS* values obtained by all the models show a heterogeneous performance in the area under study. The better performance is always achieved in Catchment A, where the *abcd* model reached *NS* values of 0.88 and 0.84 for the calibration and validation periods, respectively. On the contrary, the lowest results are found in Catchment E, lower than 0.50 in all models. Moreover, all the catchments for all the models experiment a decrease in the *NS* value in the validation period. Catchment C is the one that yields the highest decrease in goodness of fit for all models, where some *NS* values become negative in the validation. This decrease may be due to changes in vegetation cover in the catchment area, or because the length of the naturalized streamflow series is shorter. This highlights the climatic changes within their own data series.

The *abcd* model is selected to study the influence of the snowfalls and the transferability of the parameters since it almost always provides the highest *NS* values both in the calibration and validation processes. This model achieves values greater than 0.60 in three out of the five catchments, and the maximum (0.88) is found here. Although none of the models systematically provides the best performance for all catchments, these results can be considered as good as those obtained by Mouelhi et al. (2006) and Wang et al. (2011) since the *NS* values reproduce the same cumulative frequency.

Fig. 4 shows the representation of the results obtained by all four models in Catchment A. It confirms, graphically, the good performance obtained for all the models in this catchment.

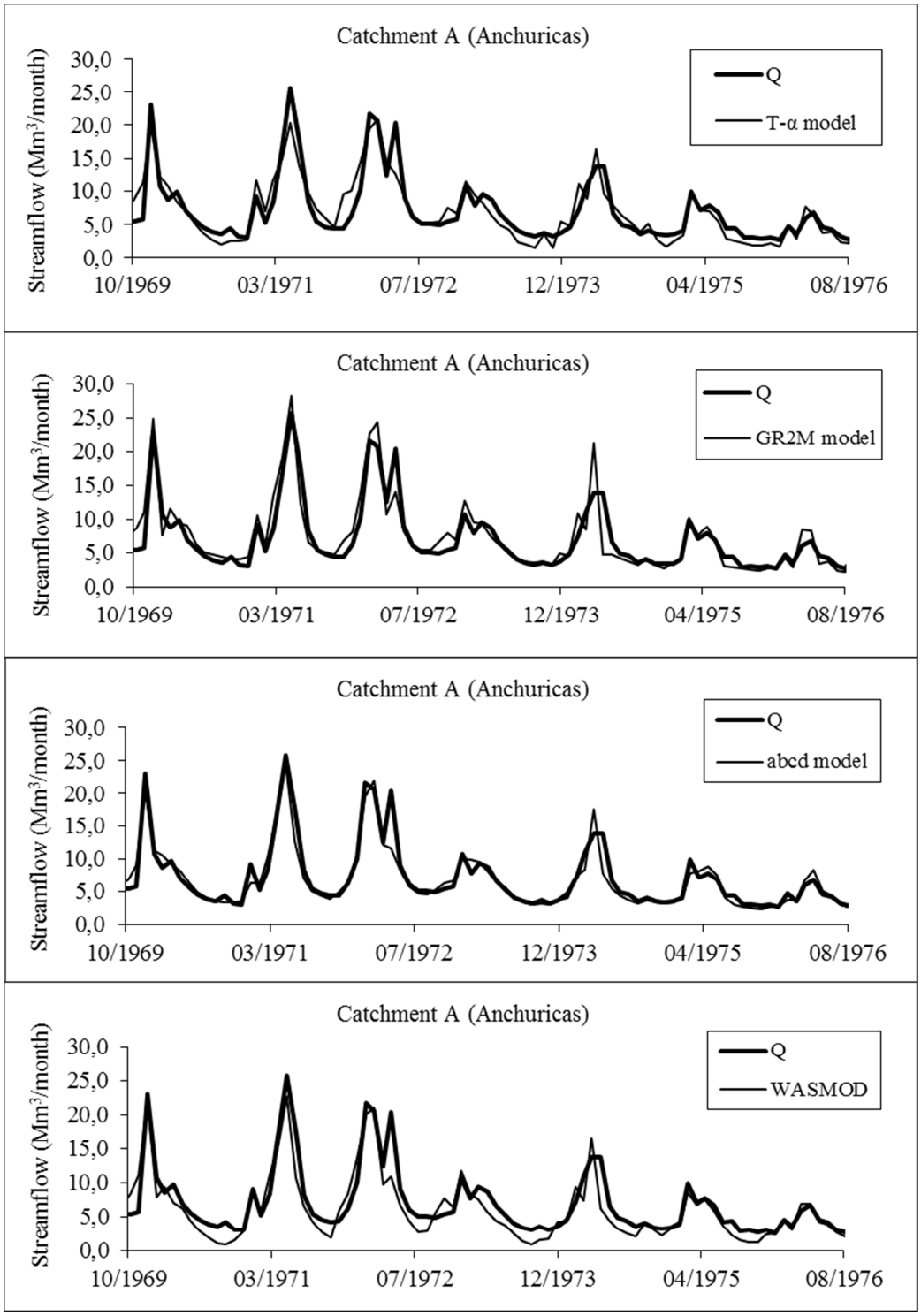


Fig. 4. Naturalized streamflow (Q) and simulated streamflow in Catchment A.

Stage 2. Implementation of the snowmelt module

The *abcd* model has been applied again together with the snowmelt module, and the calibration process carried out again with the same structure as in the previous stage. However, by including the snowmelt module in this Stage 2, the results in NS values and simulated streamflows are identical to those in Stage 1, as illustrated in Table 4.

		abcd model with Snowmelt module				
Catchment		A	B	C	D	E
NS	Validation	0.88	0.69	0.63	0.52	0.36
	Calibration	0.84	0.38	0.18	-	0.20

Table 4. Efficiency criterion *NS* calculated applying *abcd* model with the snowmelt module.

Therefore, the effect of the snow is negligible in this area when the analysis is carried out on a monthly water balance, so the *abcd* model without the snowmelt module is selected for the analysis of the transferability of the parameters.

Stage 3. Transferability of model parameters

In the transferability analysis, the streamflow of each catchment area is simulated by the *abcd* model together with the parameters calibrated in all other catchments. Next, these series are compared to the entire naturalized streamflows (Table 2). In this case, the transferability of the parameters is analysed as a whole, instead of analysing the possibility of transferring a single parameter (Heuvelmans et al. 2004). Thus, the possibility of directly using a set of parameters in neighbouring catchments is studied.

Each pair of series is compared by using FGLS to obtain the coefficient of each simple linear regression. Next, the coefficient β_1 as well as the R^2 of these estimations are examined, where a perfect transferability means an adjustment in which β_1=1, and R^2 = 1. In addition, to contrast the coefficients obtained, the same series were compared by applying the OLS method. Thus, it is possible to measure the overestimation related to R^2 that is provided by this method.

Table 5 shows the results for the 25 adjustments of each method. The nomenclature $Q_{M(X)}$-Q_Y points out that the results belong to the contrast between the naturalized streamflows gauged in basin *Y* and the streamflows simulated for the same basin by using the parameters adjusted in basin *X*. The elements in the diagonal represented in bold type are the comparison between the naturalized streamflows gauged in the basin and those simulated from a calibrated model of the same basin. The last row, whose values are represented in italics, contains the comparison between the naturalized streamflows and the streamflows simulated by the *SIMPA* model.

	β1					*R^2*				
	OLS/FGLS					*OLS/FGLS*				
	Q_A	Q_B	Q_C	Q_D	Q_E	Q_A	Q_B	Q_C	Q_D	Q_E
$Q_{M(A)}$	**1.08/1.09**	0.54/0.54	0.58/0.32	0.46/0.56	1.54/0.66	**0.89/0.80**	0.75/0.60	0.74/0.69	0.67/0.51	0.85/0.54
$Q_{M(B)}$	2.20/2.40	**1.08/1.11**	1.57/0.72	1.28/1.55	1.59/1.58	0.83/0.76	**0.69/0.54**	0.72/0.69	0.64/0.56	0.82/0.53
$Q_{M(C)}$	0.89/2.94	0.41/0.42	**0.97/0.97**	0.63/0.73	0.60/0.73	0.66/0.62	0.53/0.33	**0.88/0.77**	0.66/0.47	0.80/0.51
$Q_{M(D)}$	1.34/5.51	0.60/0.63	1.76/1.83	**1.02/1.19**	0.92/1.23	0.58/0.55	0.46/0.22	0.87/0.77	**0.63/0.45**	0.75/0.49
$Q_{M(E)}$	1.33/1.40	0.67/0.68	0.87/0.48	0.78/0.85	**1.02/0.97**	0.84/0.78	0.71/0.60	0.82/0.67	0.66/0.43	**0.86/0.53**
$Q_{M(S)}$	*0.90/0.82*	*0.74/0.74*	*0.42/0.19*	*0.48/1.01*	*0.99/0.44*	*0.81/0.68*	*0.74/0.58*	*0.70/0.72*	*0.72/0.70*	*0.80/0.46*

Table 5. Coefficients β1 and R^2 of the simple linear regressions.

These results show that the majority of the values of β1 and R^2 are very different to 1, so a systematic transferability in the area is not possible, confirming the heterogeneous performance that the a*bcd* model has provided. In addition, the values of R^2 obtained by using OLS are greater than those using FLGS due to the fact that the serial autocorrelation is meaningful. Consequently, this analysis confirms that using OLS to contrast the results overestimates the value of R^2 (31% on average and a maximum of 109% as can be deduced from the results in Table 5) and provides inefficient estimators of the parameters.

Finally, the results obtained also reveal the superiority of the *abcd* model over the *SIMPA* model, since the R^2 coefficients of the *abcd* model using its own parameters are greater than those of the *SIMPA* model. Besides, this model tends to underestimate the streamflows in this area since all the estimated values of β1 are less than 1, whereas the *abcd* model provides values of β1 closer to 1.

Conclusions

(1) The *NS* values obtained by the application of these four lumped water balance models are similar to those obtained by other authors (Karpouzos et al. 2011; Mouelhi et al. 2006; Wang et al. 2011). Furthermore, the *abcd* model provides the highest values of *NS*, reaching values close to 0.90 so its use is recommended in catchments with similar characteristics to those in this study.

(2) This is the first time that a monthly snowmelt module in this area has been applied, and it does not improve the results of the *abcd* model. Thus, these hydrological processes are not relevant to the flow forecast in the Segura River Basin.

(3) The inclusion of serial autocorrelation of the monthly streamflow series in the estimation demonstrates that the usual OLS method overestimates the R^2 coefficient and the goodness of fit

of the transferability of the parameters. In addition, this study reveals that the transferability of the parameters of the *abcd* model is not possible in the headwater of the Segura River Basin, thus reflecting empirical evidence of the complex hydrology present in the upper Segura River Basin (López-Bermúdez 1973).

(4) The lumped *abcd* model provides better streamflow forecast results than the *SIMPA* distributed model. However, the lumped model requires less baseline information and the calibration is easier than in the distributed model.

References

Alley, W.M. (1984) On the Treatment of Evapotranspiration, soil-moisture accounting, and aquifer recharge in monthly water-balance models. *Water Resources Research*, **20**(8), 1137-1149.

Dios, R. (1998) The linear model without a constant term and the coefficient of determination: a Monte Carlo study. Questiió: Quaderns d'Estadística, Sistemes, Informatica i Investigació Operativa, Vol. 22, Nº. 1, 3-34

Estrela, T. & Quintas, L. (1996). *A distributed hydrological model for water resources assessment in large basins.* Rivertech '96 -1st International Conference on New/Emerging Concepts for Rivers, Proceedings, Vols 1-2: 861-868.

Gleick, P.H. (1986) Methods for evaluating the regional hydrologic impacts of global climatic changes. *Journal of Hydrology*, **88**(1-2), 97-116.

Heuvelmans, G., Muys, B. and Feyen, J. (2004) Evaluation of hydrological model parameter transferability for simulating the impact of land use on catchment hydrology. *Physics and Chemistry of the Earth*, **29**(11-12), 739-747.

Hildreth, C. and Lu, J.Y. (1960) Demand Relations with Autocorrelated Disturbances, Michigan State University Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 276, East Lansing, MI.

Hughes, D.A. & Metzler, W. (1998). Assessment of three monthly rainfall-runoff models for estimating the water resource yield of semiarid catchments in Namibia. *Hydrological Sciences Journal*, **43**(2), 283-297.

Karpouzos, D.K., Baltas, E.A., Kavalieratou, S. and Babajimopoulos, C. (2011) A hydrological investigation using a lumped water balance model: the Aison River Basin case (Greece). *Water and Environment Journal*, **25**(3), 297-307.

Klemes, V. (1986) Operational testing of hydrological simulation-models. *Hydrological Sciences Journal*, **31**(1), 13-24.

Kroll, C.N. & Stedinger, J.R. (1998) Regional hydrologic analysis: Ordinary and generalized least squares revisited. *Water Resources Research*, **34**(1), 121-128.

Lasdon, L.S., Waren, A.D., Jain, A. and Ratner, M. (1978) Design and testing of a generalized reduced gradient code for nonlinear programming. *ACM Transactions on Mathematical Software*, **4**(1), 34-50.

López-Bermúdez, F. (1973) The upper area in Segura River basin. Climate hydrology and geomorphology (in Spanish), Ph.D Dissertation. Department of Geography, University of Murcia, 288 pp.

Makhlouf, Z. & Michel, C. (1994) A 2-parameter monthly Water-Balance Model for french watersheds. *Journal of Hydrology*, **162**(3-4), 299-318.

Martínez-Paz, J., Pellicer-Martínez, F. and Colino, J. (2014). A probabilistic approach for the socioeconómic assessment of urban river rehabilitation projects. *Land Use Policy*, **36**, 468-477.

Mouelhi, S., Michel, C., Perrin, C. and Andreassian, V. (2006) Stepwise development of a two-parameter monthly water balance model. Journal of Hydrology, **318**(1-4), 200-214.

Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, **10**(3), 282-290.

Perni, A., Martínez-Paz, J. and Martínez-Carrasco, F. (2012) Social preferences and economic valuation for water quality and river restoration: the Segura River, Spain. *Water and Environment Journal*, **26**, 274-284

Thomas, H.A. (1981) Improved Methods for National Water Assessment. Report, contract WR

15249270. U.S. Water Resources Council, Washington, DC.

van der Linden, S. & Woo, M.K. (2003) Transferability of hydrological model parameters between basins in data-sparse areas, subarctic Canada. *Journal of Hydrology*, **270**(3-4), 182-194.

Vandewiele, G.L. & Win, N.L. (1993) Monthly water and snow balance models on basin scale, in: K. Banasik and A. Zbikowski (eds.), *Runoff and Sediment Yield Modelling, Warsaw*, pp. 83-88.

Wang, Q.J., Pagano, T.C., Zhou, S.L., Hapuarachchi, H.A.P., Zhang., L. and Robertson, D.E. (2011) Monthly versus daily water balance models in simulating monthly runoff. *Journal of Hydrology*, **404**(3-4), 166-175.

Wurbs, R.A. (2005). Modeling river/reservoir system management, water allocation, and supply reliability. *Journal of Hydrology*, **300**(1-4), 100-113.

Xu, C.Y., Seibert, J. & Halldin, S. (1996). Regional water balance modelling in the NOPEX area: Development and application of monthly water balance models. *Journal of Hydrology*, **180**(1-4), 211-236.

Zhang, L., Potter, N., Hickel, K., Zhang, Y. and Shao, Q. (2008) Water balance modeling over variable time scales based on the Budyko framework - Model development and testing. *Journal of Hydrology*, **360**(1-4), 117-131.

Anexo II. Caudales ecológicos

Tabla 71. Caudales ecológicos del PHCS de 1998 introducidos en el escenario de 1998 de OPTIGES.

Tramo Fluvial	Caudal mínimo (m^3/s)	Caudal mínimo (hm^3/s)
Río Segura desde el embalse de Fuensanta a Embalse de Cenajo	0,90	2,3
Río Segura dese el embalse de Cenajo hasta la confluencia con el río Mundo	1,37	3,6
Río Mundo desde el embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	0,44	1,1
Río Mundo desde el embalse de Camarillas hasta la confluencia con el río Segura	0,58	1,5
Río Segura desde la confluencia con el río Mundo hasta el azud de Ojós	2,00	5,2
Río Segura desde el azud de Ojós hasta el azud de la Contraparada	3,00	7,8
Río Segura desde el azud de la Contraparada hasta el azud de San Antonio	4,00	10,4
Río Segura desde el azud de San Antonio hasta la Desembocadura	0,00	0,00

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998) y del MMA (2001).

Tabla 72. Caudales ecológicos del Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía.

Tramo Fluvial	Caudal mantenimiento (m^3/s)
Río Segura desde embalse de Anchuricas hasta el embalse de Fuensanta	0,80 – 1,50
Río Segura desde embalse de Fuensanta hasta embalse Cenajo	1,39 – 1,89
Río Segura desde embalse de Cenajo hasta la confluencia del Mundo	1,89 – 2,63
Río Segura desde la confluencia hasta el azud de Almadenes	2,71 – 3,59
Río Segura desde el azud de Almadenes hasta el azud Ojós	2,91 – 3,85
Río Segura desde el azud de Ojós hasta el azud de la Contraparada	3,25 – 4,30
Río Segura desde el azud de la Contraparada hasta Beniel	3,65 – 5,07
Río Segura desde Beniel hasta el azud de San Antonio	4,38 – 5,70
Río Mundo desde el embalse del Talave hasta el embalse de Camarillas	0,36 – 0,51
Río Mundo desde el embalse de Camarillas hasta la confluencia con el río Segura	0,51 – 0,69
Río Moratalla o Alhárabe desde el embalse de la Risca hasta la confluencia con el Segura	0,01 – 0,018
Río Argos desde el embalse del Argos hasta la confluencia con el Segura	0,07 – 0,092
Río Quípar desde el embalse de Alfonso XIII hasta la confluencia con el Segura	0,15 – 0,196
Río Taibilla desde el azud de la Toma hasta la confluencia con el Segura	0,102 – 0,138
Río Mula desde el embalse de la Cierva hasta el embalse de Los Rodeos	0,024 – 0,034
Río Mula desde el embalse de Los Rodeos hasta la confluencia con el Segura	0,114 – 0,252
Río Luchena desde el embalse de Valdeinfierno hasta el embalse de Puentes	0,020 – 0,050
Río Guadalentín desde el embalse de Puentes hasta la confluencia con el Segura	0,020 – 0,026
Río Chícamo desde el nacimiento hasta la confluencia con el Segura	0,010 – 0,070

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2007).

Tabla 73. Caudales ecológicos del BPHCS de 2013.

Masa		Régimen de caudales mínimos (m^3/s)				
Código	**Nombre**	**Oct-Dic**	**Ene-Mar**	**Abr-Jun**	**Jul-Sep**	**Media**
ES0701010101	Río Segura desde cabecera hasta embalse de Anchuricas	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
ES0701010103	Río Segura desde embalse de Anchuricas hasta confluencia con río Zumeta	0,3	0,4	0,4	0,3	0,3
ES0701010109	Río Segura desde Cenajo hasta CH Cañaverosa	2,0	2,2	2,2	1,7	2,0
ES0701010111	Río Segura desde confluencia con río Quípar a azud de Ojós	2,3	2,8	2,3	1,4	2,2
ES0701010113	Río Segura desde azud de Ojós a depuradora aguas debajo de Archena	2,2	2,3	2,2	1,9	2,2
ES0701010203	Río Luchena hasta embalse de Puentes	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
ES0701010301	Río Mundo desde cabecera hasta confluencia con el río Bogarra	0,3	0,3	0,2	0,1	0,2
ES0701010304	Río Mundo desde embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	0,7	0,7	0,7	0,6	0,7
ES0701010401	Río Zumeta desde su cabecera hasta confluencia con el río Segura	0,2	0,3	0,3	0,2	0,3
ES0701011103	Río Taibilla desde embalses de Taibilla hasta arroyo de Las Herrerías	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4
ES0701011801	Río Alhárabe hasta Camping La Puerta	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
ES0701011802	Río Alhárabe aguas abajo del Camping La Puerta	-	-	-	-	-
ES0701011901	Río Argos antes del embalse	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
ES0701011903	Río Argos después del embalse	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
ES0701012002	Río Quípar antes del embalse	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
ES0701012304	Río Mula desde el río Pliego hasta el embalse de Los Rodeos	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
ES0702080115	Encauzamiento río Segura, entre Contraparada y Reguerón	2,1	2,5	2,1	1,3	2
ES0702080116	Encauzamiento río Segura, desde Reguerón a Beniel	2,5	2,1	1,3	2,0	2,1
ES0702080116	Encauzamiento río Segura, desde Beniel a San Antonio	1,1	1,2	1,1	0,6	1,0
ES0702080116	Encauzamiento río Segura, desde San Antonio a Desembocadura	-	-	-	-	0,0

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 74. Caudales ecológicos en OPTIGES para los escenarios 2010, 2015 y 2027.

Caudales ecológicos (hm^3/mes)													
Nombre	**Oct.**	**Nov.**	**Dic.**	**Ene.**	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**	**May.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sept.**	
Río Segura desde Cenajo hasta CH Cañaverosa	5,36	5,18	5,36	5,89	5,37	5,89	5,7	5,89	5,7	4,55	4,55	4,41	
Río Segura desde confluencia con río Quípar a azud de Ojós	6,16	5,96	6,16	7,5	6,83	7,5	5,96	6,16	5,96	3,75	3,75	3,63	
Río Segura desde azud de Ojós a depuradora aguas debajo de Archena	5,89	5,7	5,89	6,16	5,61	6,16	5,7	5,89	5,7	5,09	5,09	4,92	
Río Mundo desde embalse de Talave hasta el embalse de Camarillas	1,87	1,81	1,87	1,87	1,71	1,87	1,81	1,87	1,81	1,61	1,61	1,56	
Río Alhárabe hasta Camping La Puerta													
Río Argos después del embalse	0,27	0,26	0,27	0,27	0,24	0,27	0,26	0,27	0,26	0,27	0,27	0,26	
Río Quípar antes del embalse													
Río Mula desde el río Pliego hasta el embalse de Los Rodeos	0,27	0,26	0,27	0,27	0,24	0,27	0,26	0,27	0,26	0,27	0,27	0,26	
Encauzamiento río Segura, entre Contraparada y Reguerón	5,62	5,44	5,62	6,7	6,1	6,7	5,44	5,62	5,44	3,48	3,48	3,37	
Encauzamiento río Segura, desde Reguerón a Beniel	6,7	6,48	6,7	5,62	5,13	5,62	3,37	3,48	3,37	5,36	5,36	5,18	
Encauzamiento río Segura, desde Beniel a San Antonio	2,95	2,85	2,95	3,21	2,93	3,21	2,85	2,95	2,85	1,61	1,61	1,56	

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Anexo III. Unidades de demanda agraria (UDA)

Tabla 75. Unidades de demanda agraria en el PHCS.

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
1	Yecla-Corral Rubio	1,02	0,51	0,70	2,36	1,58	4,03	7,01	5,10	1,63	0,84	0,00	0,00	24.77	0,00
2	Jumilla	0,75	1,11	0,23	1,42	1,17	2,43	3,76	2,20	0,91	0,67	0,00	0,00	14,65	0,00
3	Regadíos sobre Ascoy-Sopalmo	0,00	1,91	2,96	1,74	2,24	4,36	5,55	6,20	3,62	1,56	0,61	0,00	30,75	2,23
4	Regadíos del Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra	0,00	1,18	1,58	1,19	1,47	2,24	3,31	4,10	2,14	1,13	0,33	0,00	18,67	2,21
5	Acuífero de Serral-Salinas	1,52	0,59	0,00	0,70	0,14	1,20	2,83	1,16	0,46	0,83	0,00	0,00	9,45	0,00
6	Acuífero de Quibas	0,00	0,31	1,58	0,27	0,23	2,00	1,96	0,57	1,42	0,03	0,19	0,00	8,56	0,04
7	Subterráneas Hellín-Tobarra	0,00	0,93	1,07	2,37	3,23	6,43	6,46	6,45	2,00	1,36	0,00	0,00	30,31	0,09
8	Regadíos aguas arriba de Talave	0,00	0,22	0,00	0,40	0,87	1,55	1,31	1,37	0,62	0,00	0,00	0,00	6,33	0,34
9	Vega del Mundo, entre Talave y Camarillas	0,00	0,08	0,05	0,47	0,46	0,90	1,23	0,89	0,46	0,30	0,00	0,00	4,83	0,77
10	Canal de Hellín	0,00	0,37	0,23	2,03	1,82	4,39	6,00	4,36	1,80	1,49	0,00	0,00	22,48	1,04
12	Superficiales Tobarra-Albatana-Agramón	0,00	0,43	0,20	1,13	1,96	3,92	4,51	3,42	0,95	0,75	0,00	0,00	17,27	0,53
13	Regadíos aguas arriba de Fuensanta	0,00	0,56	0,03	0,73	2,01	3,57	3,82	3,38	1,50	0,41	0,00	0,00	16,00	0,71
14	Regadíos aguas arriba de Taibilla	0,00	0,19	0,00	0,18	0,54	0,81	0,71	0,45	0,08	0,03	0,00	0,00	3,00	0,08
15	Regadíos aguas arriba de Cenajo	0,00	0,74	0,00	0,88	2,54	3,92	4,06	3,33	0,94	0,16	0,00	0,00	16,57	0,66
16	Moratalla	0,00	1,16	0,00	0,22	0,51	1,92	0,82	0,53	0,36	1,03	0,00	0,00	6,55	0,04
17	Tradicional Vega Alta, Calasparra	0,01	0,15	0,23	0,25	2,79	0,78	0,28	0,31	0,22	0,08	0,07	0,02	5,19	1,04
18	Tradicional Vega Alta, Abaran-Blanca	0,12	1,15	1,38	1,47	1,86	2,08	2,61	2,84	1,59	0,06	0,04	0,03	15,22	2,32
20	Tradicional Vega Alta, Ojos-Contraparada	0,61	2,31	3,23	3,24	4,10	3,91	4,57	4,96	2,97	0,48	0,37	0,08	30,84	5,11
21	Tradicional Vega Alta, Cieza	0,29	0,57	0,85	0,84	0,94	0,70	0,66	0,71	0,69	0,43	0,44	0,11	7,22	0,53
22	Vega Alta, post. al 33 y ampl. del 53	0,25	2,89	3,70	4,12	5,19	6,02	7,74	8,24	4,72	0,58	0,53	0,20	44,16	7,22
25	Regadíos de acuíferos en la Vega Alta	0,00	0,98	1,35	1,35	1,72	2,07	2,77	3,00	1,76	0,00	0,00	0,00	14,99	2,64
26	Nuevos regadíos Zona I Vega Alta-Media	0,00	1,45	1,54	1,17	1,54	2,66	3,21	4,49	2,09	1,17	0,37	0,00	19,67	2,52
27	Cabecera del Argos, pozos	0,00	0,32	0,00	0,50	0,82	1,48	1,07	0,73	0,46	0,00	0,00	0,00	5,38	0,14

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
28	Cabecera del Argos, mixto	0,00	0,84	0,32	2,74	4,13	7,53	6,69	3,88	2,76	0,00	0,00	0,00	28,89	1,89
29	Embalse del Argos	0,00	0,44	0,01	0,26	0,61	1,36	0,86	0,59	0,29	0,15	0,00	0,00	4,58	0,08
30	Cabecera del Quípar, pozos	0,00	0,09	0,06	0,23	0,44	0,86	0,73	0,53	0,27	0,00	0,00	0,00	3,22	0,08
31	Cabecera del Quípar, mixto	0,00	0,21	0,20	2,43	3,22	6,36	6,06	3,62	2,71	0,00	0,00	0,00	24,80	2,36
32	Tradicional Vega Media	0,36	4,98	6,04	6,86	8,90	8,63	11,38	12,11	10,77	4,42	1,24	0,82	76,50	14,48
34	Vega Media, post. al 33 y ampl. del 53	0,08	1,13	0,07	1,12	0,07	1,80	1,96	1,99	1,11	0,05	0,06	0,06	9,49	0,85
36	Regadíos de acuíferos en la Vega Media	0,00	1,12	1,08	1,06	1,95	2,15	2,94	3,08	2,00	0,00	0,00	0,00	15,38	3,08
37	Nuevos regadíos Zona II Vega Alta-Media	0,00	2,10	1,18	2,10	1,16	3,66	4,57	5,53	3,04	1,16	0,00	0,00	24,50	4,06
38	Nuevos regadíos Zona III Vega Alta-Media	0,09	0,84	0,53	0,82	0,53	1,37	1,73	2,15	1,17	0,49	0,06	0,06	9,86	1,69
39	Nuevos regadíos Zona IV Vega Alta-Media	0,00	3,72	0,26	3,62	0,20	6,34	6,82	6,96	3,76	0,20	0,00	0,00	31,87	2,40
40	Nuevos regadíos Zona V Vega Alta-Media	0,00	1,91	1,42	1,89	1,35	3,42	4,38	5,40	2,96	1,26	0,08	0,00	24,08	4,09
41	Nuevos regadíos Yechar	0,02	0,40	0,38	0,41	0,40	0,74	0,96	1,29	0,72	0,42	0,03	0,03	5,79	1,00
42	Tradicionales de Mula	0,04	1,11	0,68	1,11	0,69	1,91	2,34	2,86	1,56	0,63	0,04	0,01	13,00	1,58
43	Mula, manantial de los Baños	0,01	0,47	0,24	0,50	0,23	0,82	1,05	1,16	0,64	0,22	0,02	0,01	5,35	1,07
44	Pliego	0,00	0,94	0,44	0,96	0,48	1,66	2,05	2,41	1,28	0,44	0,00	0,00	10,65	1,68
45	Regadíos del Ascoy-Sopalmo, Fortuna-Abanilla-Molina	0,09	1,95	0,67	1,78	1,14	4,67	4,23	4,57	1,87	0,70	0,19	0,19	22,05	0,96
46	Tradicional Vega Baja	10,20	6,66	8,65	9,16	9,19	7,12	7,55	7,41	8,82	5,77	8,95	8,95	98,45	8,16
48	Vega Baja, post. al 33 y ampl. del 53	2,43	1,96	4,78	6,22	6,21	8,70	10,41	9,71	6,12	1,34	2,30	2,32	62,50	4,68
51	Regadíos de acuíferos en la Vega Baja	0,09	0,03	0,06	0,04	0,07	0,06	0,07	0,10	0,20	0,21	0,18	0,17	1,28	0,26
52	Riegos de Levante Margen Derecha	0,59	0,52	1,83	1,87	1,99	2,66	3,22	3,09	1,77	0,00	0,37	0,27	18,18	1,16
53	Riegos de Levante Margen Izquierda-Poniente	3,92	4,12	1,59	4,14	3,00	5,97	6,73	6,76	4,97	3,57	4,97	4,74	54,49	5,91
54	Riegos de Levante Margen Izquierda-Levante	5,53	6,33	3,45	9,95	4,63	8,32	4,48	6,62	5,49	3,70	4,50	4,56	67,57	2,04

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
55	Acuífero de Crevillente	0,06	0,57	0,89	0,04	0,21	1,75	0,85	0,69	0,68	0,00	0,19	0,03	5,96	0,00
56	Nuevos regadíos La Pedrera	1,43	5,59	1,19	5,63	1,47	8,69	8,76	8,71	5,26	0,90	1,07	1,08	49,79	4,68
57	Acuíferos del Campo de Cartagena	5,07	5,13	4,56	3,18	4,59	4,00	5,04	3,44	2,46	1,76	3,76	3,35	46,34	3,28
58	Campo de Cartagena redotado con trasvase	10,85	10,73	8,52	5,97	9,93	8,03	11,62	6,96	5,34	3,43	8,46	7,85	97,70	7,05
59	Nuevos regadíos Campo de Cartagena	8,76	8,65	7,87	5,43	7,94	6,15	8,30	5,70	4,34	3,29	6,74	5,93	79,09	6,43
60	Regadíos aguas arriba de Puentes	0,00	0,62	0,03	0,22	0,85	2,11	1,71	1,30	0,27	0,40	0,00	0,00	7,53	0,06
61	Regadío de Lorca	3,87	1,25	0,21	4,71	2,48	4,64	4,90	4,38	6,32	6,67	7,34	7,32	54,10	2,71
63	Acuífero del Alto Guadalentín	1,59	5,91	1,42	3,68	2,30	11,37	8,87	10,96	5,01	1,01	1,63	1,62	55,37	2,17
64	Mixtos del Bajo Guadalentín	1,25	2,28	1,99	2,29	1,24	4,70	4,23	3,50	4,07	1,89	1,70	1,74	30,87	1,76
65	Subterráneas zona del Bajo Guadalentín	2,23	5,44	3,38	4,26	2,58	11,73	9,12	9,83	10,11	5,84	4,39	4,52	73,43	3,26
66	Nuevos regadíos Lorca y Valle del Guadalentín	1,48	4,49	1,99	3,53	1,43	8,32	6,51	7,46	6,44	3,46	2,45	2,50	50,05	3,54
67	Mazarrón	0,51	0,67	2,49	3,19	4,00	5,47	7,26	1,96	0,38	0,05	0,41	0,06	26,44	2,36
68	Águilas	2,86	2,80	1,81	2,41	2,95	3,98	5,62	1,41	0,20	0,05	1,13	1,81	27,04	1,55
69	Almería-Segura	0,12	0,12	0,42	0,35	0,60	0,79	1,04	0,40	0,10	0,09	0,10	0,03	4,15	0,48
70	Nuevos regadíos Almería-Sur	1,28	1,40	2,02	1,85	2,70	3,29	4,37	2,19	0,85	0,87	1,02	0,86	22,70	3,22
71	Nuevos regadíos Riegos de Levante Margen Derecha	0,21	0,18	0,64	0,66	0,70	0,93	1,13	1,09	0,62	0,00	0,13	0,10	6,39	0,41
72	Nuevos regadíos Riegos de Levante Margen Izquierda-Poniente	2,71	2,85	1,10	2,87	2,07	4,13	4,66	4,68	3,43	2,47	3,44	3,28	37,68	4,09
73	Nuevos regadíos Mula y Pliego	0,00	0,09	0,06	0,09	0,06	0,16	0,20	0,24	0,13	0,05	0,00	0,00	1,08	0,13
74	Nuevos regadíos Riegos de Levante Margen Izquierda-Levante	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Tabla 76. Unidades de demanda agraria para el estado actual (2010).

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
1	Yecla	2,81	1,75	0,02	0,03	0,61	1,12	2,88	0,97	0,06	0,53	0,00	0,00	10,77	0,07
2	Jumilla	1,19	0,67	0,04	2,51	0,73	3,46	6,42	3,05	1,41	1,80	0,00	0,00	21,27	0,53
3	Regadíos sobre Ascoy-Sopalmo	0,09	1,40	2,47	1,66	1,87	3,76	4,96	4,67	2,96	1,02	0,40	0,00	25,28	1,06
4	Regadíos de Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra	0,00	0,94	1,22	0,97	1,24	1,71	2,63	3,41	1,70	0,94	0,28	0,00	15,04	0,73
5	Acuífero de Serral-Salinas	1,02	0,65	0,00	0,51	0,15	1,38	2,04	0,89	0,31	1,04	0,00	0,00	8,01	0,10
6	Regadíos superficiales del Chícamo y acuífero de Quibas	0,03	0,08	0,09	0,12	0,06	0,18	0,26	0,13	0,06	0,00	0,07	0,03	1,11	0,03
7	Subterráneas de Hellín-Tobarra	2,39	4,43	0,24	2,40	7,64	14,20	11,79	8,77	1,85	3,73	0,00	0,00	57,45	1,41
8	Regadíos aguas arriba de Talave	0,00	0,39	0,26	0,12	0,63	0,85	0,50	0,74	0,20	0,00	0,00	0,00	3,69	0,18
9	Vega del Mundo, entre Talave y Camarillas	0,00	0,13	0,00	0,14	1,34	0,75	0,42	0,28	0,10	0,20	0,00	0,00	3,36	0,67
10	Canal de Hellín	0,03	0,56	0,02	1,53	1,15	3,61	4,06	2,36	1,37	2,00	0,00	0,00	16,69	0,83
11	Corral Rubio	1,39	2,23	0,19	0,71	2,85	3,29	3,18	2,14	0,75	0,22	0,00	0,00	16,94	0,41
12	Mixtos Tobarra-Albatana	0,29	1,07	0,04	0,71	1,73	3,18	2,60	1,77	0,43	0,86	0,00	0,00	12,68	0,43
13	Regadíos aguas arriba de Fuensanta	0,00	0,21	0,39	0,16	0,50	0,80	0,63	0,89	0,27	0,00	0,00	0,00	3,86	0,17
14	Regadíos aguas arriba de Taibilla	0,00	0,12	0,00	0,02	0,16	0,32	0,20	0,18	0,01	0,00	0,00	0,00	1,01	0,05
15	Regadíos aguas arriba de Cenajo	0,00	0,56	0,96	0,45	1,28	2,08	1,61	2,25	0,75	0,00	0,00	0,00	9,95	0,44
16	Moratalla	0,01	0,17	0,50	0,95	1,33	2,69	2,66	2,02	1,14	0,00	0,00	0,00	11,47	0,42
17	Tradicional Vega Alta, Calasparra	0,00	0,10	0,14	0,14	4,82	1,16	0,28	0,30	0,17	0,00	0,00	0,00	7,11	1,42
18	Tradicional Vega Alta, Abarán-Blanca	0,00	0,32	0,43	0,42	0,55	0,64	0,88	0,92	0,54	0,00	0,01	0,00	4,70	0,48
20	Tradicional Vega Alta, Ojós-Contraparada	0,10	1,27	1,64	1,64	2,24	2,37	3,13	3,30	1,95	0,11	0,15	0,03	17,91	2,92
21	Tradicional Vega Alta, Cieza	0,04	0,34	0,49	0,51	0,63	0,69	0,85	0,91	0,62	0,14	0,14	0,04	5,42	0,40
22	Vega Alta, post. Al 33 y ampl. del 53	0,19	4,29	6,73	6,06	10,28	10,41	12,95	12,20	8,21	0,35	0,35	0,14	72,16	12,87
25	Regadíos de acuíferos en la Vega Alta	0,01	0,90	1,18	3,05	1,92	2,68	3,27	3,08	1,63	0,63	0,62	0,24	19,22	1,31
26	Regadíos Ley 52/80 ZRT I Vega Alta-Media	0,06	0,96	1,29	1,30	1,31	1,84	2,69	3,29	1,68	0,93	0,32	0,02	15,70	0,78

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
27	Cabecera del Argos, pozos	0,00	0,47	0,11	0,41	1,03	1,41	1,09	0,77	0,36	0,25	0,27	0,10	6,27	0,23
28	Cabecera del Argos, mixto	0,02	0,53	0,34	1,69	2,93	5,33	4,96	3,27	2,31	0,00	0,00	0,00	21,36	1,06
29	Embalse del Argos	0,00	0,00	0,18	0,22	0,32	0,66	0,67	0,65	0,37	0,00	0,00	0,00	3,07	1,10
30	Cabecera del Quípar, pozos	0,00	0,59	0,04	0,27	1,30	1,89	1,35	1,22	0,60	0,00	0,00	0,00	7,25	0,26
31	Cabecera del Quípar, mixto	0,01	0,37	0,41	1,96	2,95	5,53	5,20	3,29	2,33	0,00	0,00	0,00	22,06	2,08
32	Tradicional Vega Media	0,29	3,60	4,52	7,29	6,68	5,53	7,89	8,25	7,27	1,82	0,88	0,68	54,69	10,36
34	Vega Media, post. Al 33 y ampl. Del 53	0,92	2,56	0,68	3,29	0,65	3,66	4,16	4,55	2,74	0,85	1,02	1,02	26,11	2,42
36	Regadíos de acuíferos en la Vega Media	0,07	0,64	0,62	0,70	1,10	1,14	1,64	1,71	1,21	0,04	0,09	0,09	9,05	1,35
37	Regadíos Ley 52/80 ZRT II Vega Alta-Media	0,10	0,32	0,32	0,31	0,16	0,63	0,80	0,71	0,57	0,19	0,11	0,11	4,32	0,23
38	Regadíos Ley 52/80 ZRT III Vega Alta-Media	0,05	0,40	0,37	0,40	0,25	0,77	0,94	1,03	0,69	0,26	0,05	0,05	5,27	0,42
39	Regadíos Ley 52/80 ZRT IV Vega Alta-Media	0,19	1,99	0,12	2,08	0,11	3,20	3,67	3,60	2,02	0,16	0,21	0,21	17,56	1,02
40	Regadíos Ley 52/80 ZRT V Vega Alta-Media	0,10	1,31	0,63	1,36	0,63	2,18	2,76	3,09	1,68	0,61	0,13	0,10	14,59	1,57
41	Regadíos Ley 52/80 ZRT Yéchar	0,02	0,32	0,26	0,41	0,28	0,59	0,77	0,94	0,51	0,29	0,03	0,03	4,46	0,21
42	Tradicionales de Mula	0,08	1,21	0,63	1,35	0,68	2,11	2,61	2,99	1,59	0,59	0,08	0,06	13,96	0,81
43	Mula, Manantial del los baños	0,02	0,25	0,15	0,29	0,17	0,43	0,57	0,65	0,35	0,15	0,02	0,02	3,07	0,57
44	Pliego	0,02	1,23	0,46	1,30	0,56	2,29	2,44	2,84	1,37	0,44	0,00	0,00	12,96	0,76
45	Reg. Ascoy-Sopalmo Fortuna-Abanilla-Molina	0,04	1,87	0,80	2,17	0,73	3,50	4,13	4,38	2,49	0,63	0,03	0,03	20,81	1,01
46	Tradicional Vega Baja	2,54	2,54	7,89	13,61	8,69	13,05	16,30	15,47	11,26	3,36	3,18	3,08	100,97	7,71
48	Vega Baja, post. al 33 y ampl. del 53	0,25	1,11	3,74	4,30	5,03	8,09	9,79	8,27	5,68	0,18	0,24	0,25	46,93	3,87
51	Regadíos mixtos de acuíferos, depuradoras y trasvase del Sur de Alicante. La Pedrera	0,94	0,43	2,88	3,64	3,25	5,86	6,65	6,23	5,00	1,91	1,69	1,71	40,19	2,95
52	Riegos de Levanta Margen Derecha	0,61	0,43	1,57	1,92	1,83	2,71	3,29	2,81	1,69	0,01	0,52	0,52	17,90	0,98
53	Riegos de Levanta Margen Izquierda-Segura	0,79	7,20	1,96	8,07	1,95	12,26	14,71	14,03	7,45	0,80	2,33	0,99	72,55	6,04

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
54	Riegos de Levante Margen Izquierda, Vinalopó L'Alacantí	0,96	1,56	1,44	2,12	2,20	3,54	4,15	3,28	2,16	0,86	1,01	0,82	24,10	0,19
55	Acuífero de Crevillente	0,05	0,50	0,16	0,53	0,15	0,85	0,94	0,91	0,43	0,02	0,14	0,04	4,72	-
56	Regadíos Ley 52/80 ZRT La Pedrera	0,44	1,97	0,14	1,37	0,20	3,39	2,00	2,67	1,22	0,29	0,60	0,56	14,87	0,56
57	Resto Campo de Cartagena, regadío mixto de acuíferos, depuradoras y desalinizadoras	3,67	4,12	6,06	2,30	6,08	6,03	9,04	5,39	4,25	1,51	5,29	2,72	56,45	2,65
58	Regadío redotado en la ZRT Campo de Cartagena	16,97	16,45	17,66	9,99	19,32	16,08	25,17	13,02	10,66	5,10	16,09	11,69	178,18	14,69
59	Regadíos Ley 52/80 en ZRT Campo Cartagena	0,44	0,49	0,56	0,28	0,62	0,59	0,78	0,51	0,37	0,19	0,52	0,33	5,69	0,32
60	Regadíos aguas arriba de Puentes	0,00	0,16	1,14	0,06	1,44	2,05	2,33	3,28	1,10	0,00	0,00	0,00	11,55	0,34
61	Regadío de Lorca	4,91	1,05	0,44	6,32	2,78	3,65	4,96	3,38	6,41	8,31	9,07	9,05	60,31	3,66
63	Acuífero del Alto Guadalentín	4,40	3,63	0,34	4,76	2,30	5,13	6,03	4,85	0,92	0,12	4,60	4,57	41,65	1,77
64	Mixtos del Bajo Guadalentín	0,37	2,98	1,39	3,28	0,21	6,33	6,63	5,33	4,57	0,64	0,63	0,65	33,02	1,92
65	Subterráneas zona del Bajo Guadalentín	3,68	3,69	2,53	7,48	1,78	10,17	9,65	6,52	11,90	8,52	7,34	7,56	80,83	3,85
66	Regadíos Ley 52/58 en ZRT Lora y Valle del Guadalentín	0,27	0,55	0,06	0,77	0,10	0,93	0,84	0,83	0,72	0,42	0,44	0,45	6,38	0,30
67	Mazarrón	1,19	1,13	3,58	3,62	4,99	5,88	6,39	1,23	0,56	0,05	0,30	0,04	28,95	2,21
68	Águilas	2,40	2,24	2,94	2,83	4,16	4,51	4,93	0,97	0,28	0,08	0,71	1,03	27,08	2,00
69	Almería-Segura	0,94	1,43	3,48	2,51	4,54	6,50	7,96	3,24	1,59	0,09	1,66	0,23	34,16	1,87
70	Regadíos Ley 52/80 Almería-Cuecas Mediterráneas Andaluzas	0,29	0,48	0,44	0,65	0,67	1,09	1,28	1,00	0,67	0,26	0,31	0,25	7,40	-
71	Regadíos Ley 52/58 ZRT R.L. Margen Derecha	0,08	0,05	0,05	0,09	0,06	0,06	0,07	0,06	0,03	0,00	0,09	0,08	0,72	0,05
72	Regadíos Ley 52/58 ZRT R.L. Margen Izquierda Segura	0,33	1,82	0,43	2,36	0,52	2,97	3,63	3,55	1,94	0,35	0,77	0,44	19,10	1,92
73	Regadíos Ley 52/58 ZRT Mula y Pliego	0,00	0,03	0,02	0,03	0,03	0,06	0,07	0,08	0,04	0,02	0,00	0,00	0,39	0,02
75	Cota 120 Campo de Cartagena	3,34	3,31	2,81	2,18	3,18	2,43	3,30	1,95	1,47	1,27	2,58	2,41	30,21	2,31

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 77. Unidades de demanda agraria para el escenario 2015.

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
1	Yecla	2,81	1,75	0,02	0,03	0,61	1,12	2,88	0,97	0,06	0,53	0,00	0,00	10,77	0,07
2	Jumilla	1,19	0,67	0,04	2,51	0,73	3,46	6,42	3,05	1,41	1,80	0,00	0,00	21,27	0,53
3	Regadíos sobre Ascoy-Sopalmo	0,09	1,40	2,47	1,66	1,87	3,76	4,96	4,67	2,96	1,02	0,40	0,00	25,28	1,06
4	Regadíos de Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra	0,00	0,94	1,22	0,97	1,24	1,71	2,63	3,41	1,70	0,94	0,28	0,00	15,04	0,73
5	Acuífero de Serral-Salinas	1,02	0,65	0,00	0,51	0,15	1,38	2,04	0,89	0,31	1,04	0,00	0,00	8,01	0,10
6	Regadíos superficiales del Chicamo y acuífero de Quibas	0,03	0,08	0,09	0,12	0,06	0,18	0,26	0,13	0,06	0,00	0,07	0,03	1,11	0,03
7	Subterráneas de Hellín-Tobarra	2,39	4,43	0,24	2,40	7,64	14,20	11,79	8,77	1,85	3,73	0,00	0,00	57,45	1,41
8	Regadíos aguas arriba de Talave	0,00	0,39	0,26	0,12	0,63	0,85	0,50	0,74	0,20	0,00	0,00	0,00	3,69	0,18
9	Vega del Mundo, entre Talave y Camarillas	0,00	0,13	0,00	0,14	1,34	0,75	0,42	0,28	0,10	0,20	0,00	0,00	3,36	0,67
10	Canal de Hellín	0,03	0,52	0,02	1,43	1,08	3,38	3,80	2,21	1,28	1,88	0,00	0,00	15,64	0,72
11	Corral Rubio	1,39	2,23	0,19	0,71	2,85	3,29	3,18	2,14	0,75	0,22	0,00	0,00	16,94	0,41
12	Mixtos Tobarra-Albatana	0,29	1,07	0,04	0,71	1,73	3,18	2,60	1,77	0,43	0,86	0,00	0,00	12,68	0,43
13	Regadíos aguas arriba de Fuensanta	0,00	0,21	0,39	0,16	0,50	0,80	0,63	0,89	0,27	0,00	0,00	0,00	3,86	0,17
14	Regadíos aguas arriba de Taibilla	0,00	0,12	0,00	0,02	0,16	0,32	0,20	0,18	0,01	0,00	0,00	0,00	1,01	0,05
15	Regadíos aguas arriba de Cenajo	0,00	0,56	0,96	0,45	1,28	2,08	1,61	2,25	0,75	0,00	0,00	0,00	9,95	0,44
16	Moratalla	0,01	0,16	0,46	0,89	1,25	2,52	2,49	1,89	1,06	0,00	0,00	0,00	10,74	0,36
17	Tradicional Vega Alta, Calasparra	0,00	0,09	0,13	0,12	4,30	1,03	0,25	0,26	0,16	0,00	0,00	0,00	6,34	1,27
18	Tradicional Vega Alta, Abarán-Blanca	0,00	0,32	0,43	0,42	0,55	0,64	0,88	0,92	0,54	0,00	0,01	0,00	4,70	0,48
20	Tradicional Vega Alta, Ojós-Contraparada	0,10	1,20	1,55	1,55	2,12	2,24	2,96	3,12	1,85	0,10	0,14	0,03	16,98	2,09
21	Tradicional Vega Alta, Cieza	0,04	0,33	0,48	0,50	0,61	0,68	0,83	0,89	0,61	0,14	0,14	0,04	5,27	0,35
22	Vega Alta, post. Al 33 y ampl. del 53	0,18	4,14	6,49	5,85	9,92	10,04	12,49	11,77	7,92	0,34	0,34	0,13	69,61	10,50
25	Regadíos de acuíferos en la Vega Alta	0,01	0,90	1,18	3,05	1,92	2,68	3,27	3,08	1,63	0,63	0,62	0,24	19,22	1,31
26	Regadíos Ley 52/80 ZRT I Vega Alta-Media	0,06	0,96	1,29	1,30	1,31	1,84	2,69	3,29	1,68	0,93	0,32	0,02	15,70	0,78

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
27	Cabecera del Argos, pozos	0,00	0,47	0,11	0,41	1,03	1,41	1,09	0,77	0,36	0,25	0,27	0,10	6,27	0,23
28	Cabecera del Argos, mixto	0,02	0,53	0,34	1,69	2,93	5,33	4,96	3,27	2,31	0,00	0,00	0,00	21,36	1,06
29	Embalse del Argos	0,00	0,00	0,18	0,22	0,32	0,66	0,67	0,65	0,37	0,00	0,00	0,00	3,07	0,10
30	Cabecera del Quípar, pozos	0,00	0,59	0,04	0,27	1,30	1,89	1,35	1,22	0,60	0,00	0,00	0,00	7,25	0,26
31	Cabecera del Quípar, mixto	0,01	0,37	0,41	1,96	2,95	5,53	5,20	3,29	2,33	0,00	0,00	0,00	22,06	2,08
32	Tradicional Vega Media	0,29	3,54	4,44	7,17	6,56	5,43	7,76	8,11	7,15	1,79	0,86	0,67	53,77	9,47
34	Vega Media, post. Al 33 y ampl. Del 53	0,90	2,51	0,66	3,22	0,64	3,58	4,07	4,45	2,69	0,84	1,00	1,00	25,55	2,18
36	Regadíos de acuíferos en la Vega Media	0,07	0,64	0,62	0,70	1,10	1,14	1,64	1,71	1,21	0,04	0,09	0,09	9,05	1,35
37	Regadíos Ley 52/80 ZRT II Vega Alta-Media	0,09	0,30	0,29	0,29	0,15	0,59	0,74	0,66	0,53	0,17	0,10	0,10	4,02	0,19
38	Regadíos Ley 52/80 ZRT III Vega Alta-Media	0,05	0,40	0,37	0,40	0,25	0,77	0,94	1,03	0,69	0,26	0,05	0,05	5,27	0,42
39	Regadíos Ley 52/80 ZRT IV Vega Alta-Media	0,19	1,99	0,12	2,08	0,11	3,20	3,67	3,60	2,02	0,16	0,21	0,21	17,56	1,02
40	Regadíos Ley 52/80 ZRT V Vega Alta-Media	0,10	1,31	0,63	1,36	0,63	2,18	2,76	3,09	1,68	0,61	0,13	0,10	14,59	1,57
41	Regadíos Ley 52/80 ZRT Yéchar	0,02	0,32	0,26	0,41	0,28	0,59	0,77	0,94	0,51	0,29	0,03	0,03	4,46	0,21
42	Tradicionales de Mula	0,08	1,21	0,63	1,35	0,68	2,11	2,61	2,99	1,59	0,59	0,08	0,06	13,96	0,81
43	Mula, Manantial del los baños	0,02	0,24	0,14	0,27	0,16	0,41	0,53	0,61	0,33	0,14	0,02	0,01	2,89	0,41
44	Pliego	0,02	1,23	0,46	1,30	0,56	2,29	2,44	2,84	1,37	0,44	0,00	0,00	12,96	0,76
45	Reg. Ascoy-Sopalmo Fortuna-Abanilla-Molina	0,04	1,85	0,79	2,14	0,72	3,44	4,07	4,31	2,46	0,62	0,03	0,03	20,50	0,98
46	Tradicional Vega Baja	2,36	2,38	7,36	12,75	8,10	12,17	15,19	14,43	10,51	3,14	2,96	2,87	94,23	5,14
48	Vega Baja, post. al 33 y ampl. del 53	0,23	1,03	3,47	3,98	4,66	7,49	9,06	7,65	5,26	0,17	0,23	0,23	43,45	2,51
51	Regadíos mixtos de acuíferos, depuradoras y trasvase del Sur de Alicante. La Pedrera	0,94	0,43	2,88	3,64	3,25	5,86	6,65	6,23	5,00	1,91	1,69	1,71	40,19	2,95
52	Riegos de Levanta Margen Derecha	0,61	0,43	1,57	1,92	1,83	2,71	3,29	2,81	1,69	0,01	0,52	0,52	17,90	0,98
53	Riegos de Levanta Margen Izquierda-Segura	0,78	7,08	1,93	7,94	1,91	12,06	14,47	13,80	7,33	0,79	2,29	0,97	71,37	5,56

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
54	Riegos de Levante Margen Izquierda, Vinalopó L'Alacantí	0,96	1,56	1,44	2,12	2,20	3,54	4,15	3,28	2,16	0,86	1,01	0,82	24,10	0,19
55	Acuífero de Crevillente	0,05	0,50	0,16	0,53	0,15	0,85	0,94	0,91	0,43	0,02	0,14	0,04	4,72	-
56	Regadíos Ley 52/80 ZRT La Pedrera	0,44	1,97	0,14	1,37	0,20	3,39	2,00	2,67	1,22	0,29	0,60	0,56	14,87	0,56
57	Resto Campo de Cartagena, regadío mixto de acuíferos, depuradoras y desalinizadoras	3,67	4,12	6,06	2,30	6,08	6,03	9,04	5,39	4,25	1,51	5,29	2,72	56,45	2,65
58	Regadío redotado en la ZRT Campo de Cartagena	16,97	16,45	17,66	9,99	19,32	16,08	25,17	13,02	10,66	5,10	16,09	11,69	178,18	14,69
59	Regadíos Ley 52/80 en ZRT Campo Cartagena	0,44	0,49	0,56	0,28	0,62	0,59	0,78	0,51	0,37	0,19	0,52	0,33	5,69	0,32
60	Regadíos aguas arriba de Puentes	0,00	0,15	1,04	0,06	1,32	1,88	2,14	3,01	1,01	0,00	0,00	0,00	10,60	0,28
61	Regadío de Lorca	4,91	1,05	0,44	6,32	2,78	3,65	4,96	3,38	6,41	8,31	9,07	9,05	60,31	3,66
63	Acuífero del Alto Guadalentín	4,35	3,59	0,34	4,71	2,28	5,07	5,97	4,80	0,91	0,12	4,55	4,52	41,20	1,73
64	Mixtos del Bajo Guadalentín	0,37	2,98	1,39	3,28	0,21	6,33	6,63	5,33	4,57	0,64	0,63	0,65	33,02	1,92
65	Subterráneas zona del Bajo Guadalentín	3,68	3,69	2,53	7,48	1,78	10,17	9,65	6,52	11,90	8,52	7,34	7,56	80,83	3,85
66	Regadíos Ley 52/58 en ZRT Lora y Valle del Guadalentín	0,27	0,55	0,06	0,76	0,10	0,92	0,83	0,83	0,71	0,42	0,43	0,44	6,31	0,29
67	Mazarrón	1,19	1,13	3,58	3,62	4,99	5,88	6,39	1,23	0,56	0,05	0,30	0,04	28,95	2,21
68	Águilas	2,40	2,24	2,94	2,83	4,16	4,51	4,93	0,97	0,28	0,08	0,71	1,03	27,08	2,00
69	Almería-Segura	0,94	1,43	3,48	2,51	4,54	6,50	7,96	3,24	1,59	0,09	1,66	0,23	34,16	1,87
70	Regadíos Ley 52/80 Almería-Cuecas Mediterráneas Andaluzas	0,29	0,48	0,44	0,65	0,67	1,09	1,28	1,00	0,67	0,26	0,31	0,25	7,40	-
71	Regadíos Ley 52/58 ZRT R.L. Margen Derecha	0,08	0,05	0,05	0,09	0,06	0,06	0,07	0,06	0,03	0,00	0,09	0,08	0,72	0,05
72	Regadíos Ley 52/58 ZRT R.L. Margen Izquierda Segura	0,31	1,71	0,41	2,22	0,49	2,79	3,41	3,34	1,82	0,33	0,72	0,42	17,97	1,43
73	Regadíos Ley 52/58 ZRT Mula y Pliego	0,00	0,03	0,02	0,03	0,03	0,06	0,07	0,08	0,04	0,02	0,00	0,00	0,39	0,02
75	Cota 120 Campo de Cartagena	3,34	3,31	2,81	2,18	3,18	2,43	3,30	1,95	1,47	1,27	2,58	2,41	30,21	2,31

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 78. Unidades de demanda agraria para el escenario 2027.

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
1	Yecla	2,81	1,75	0,02	0,03	0,61	1,12	2,88	0,97	0,06	0,53	0,00	0,00	10,78	0,07
2	Jumilla	1,19	0,67	0,04	2,51	0,73	3,46	6,42	3,05	1,41	1,80	0,00	0,00	21,28	0,53
3	Regadíos sobre Ascoy-Sopalmo	0,09	1,40	2,47	1,66	1,87	3,76	4,96	4,67	2,96	1,02	0,40	0,00	25,26	1,06
4	Regadíos de Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra	0,00	0,94	1,22	0,97	1,24	1,71	2,63	3,41	1,70	0,94	0,28	0,00	15,04	0,73
5	Acuífero de Serral-Salinas	1,02	0,65	0,00	0,51	0,15	1,38	2,04	0,89	0,31	1,04	0,00	0,00	7,99	0,10
6	Regadíos superficiales del Chícamo y acuífero de Quibas	0,03	0,08	0,09	0,12	0,06	0,18	0,26	0,13	0,06	0,00	0,07	0,03	1,11	0,03
7	Subterráneas de Hellín-Tobarra	2,39	4,43	0,24	2,40	7,64	14,20	11,79	8,77	1,85	3,73	0,00	0,00	57,44	1,41
8	Regadíos aguas arriba de Talave	0,00	0,39	0,26	0,12	0,63	0,85	0,50	0,74	0,20	0,00	0,00	0,00	3,69	0,18
9	Vega del Mundo, entre Talave y Camarillas	0,00	0,13	0,00	0,14	1,34	0,75	0,42	0,28	0,10	0,20	0,00	0,00	3,36	0,67
10	Canal de Hellín	0,03	0,63	0,02	1,74	1,31	4,11	4,62	2,69	1,56	2,28	0,00	0,00	18,99	0,88
11	Corral Rubio	1,39	2,23	0,19	0,71	2,85	3,29	3,18	2,14	0,75	0,22	0,00	0,00	16,95	0,41
12	Mixtos Tobarra-Albatana	0,29	1,07	0,04	0,71	1,73	3,18	2,60	1,77	0,43	0,86	0,00	0,00	12,68	0,43
13	Regadíos aguas arriba de Fuensanta	0,00	0,21	0,39	0,16	0,50	0,80	0,63	0,89	0,27	0,00	0,00	0,00	3,85	0,17
14	Regadíos aguas arriba de Taibilla	0,00	0,12	0,00	0,02	0,16	0,32	0,20	0,18	0,01	0,00	0,00	0,00	1,01	0,05
15	Regadíos aguas arriba de Cenajo	0,00	0,56	0,96	0,45	1,28	2,08	1,61	2,25	0,75	0,00	0,00	0,00	9,94	0,44
16	Moratalla	0,01	0,16	0,46	0,89	1,25	2,52	2,49	1,89	1,06	0,00	0,00	0,00	10,73	0,36
17	Tradicional Vega Alta, Calasparra	0,00	0,09	0,13	0,12	4,30	1,03	0,25	0,26	0,16	0,00	0,00	0,00	6,34	1,27
18	Tradicional Vega Alta, Abarán-Blanca	0,00	0,32	0,43	0,42	0,55	0,64	0,88	0,92	0,54	0,00	0,01	0,00	4,71	0,48
20	Tradicional Vega Alta, Ojós-Contraparada	0,10	1,20	1,55	1,55	2,12	2,24	2,96	3,12	1,85	0,10	0,14	0,03	16,96	2,09
21	Tradicional Vega Alta, Cieza	0,04	0,33	0,48	0,50	0,61	0,68	0,83	0,89	0,61	0,14	0,14	0,04	5,29	0,35
22	Vega Alta, post. Al 33 y ampl. del 53	0,18	4,14	6,49	5,85	9,92	10,04	12,49	11,77	7,92	0,34	0,34	0,13	69,61	10,50
25	Regadíos de acuíferos en la Vega Alta	0,01	0,90	1,18	3,05	1,92	2,68	3,27	3,08	1,63	0,63	0,62	0,24	19,21	1,31
26	Regadíos Ley 52/80 ZRT I Vega Alta-Media	0,06	0,96	1,29	1,30	1,31	1,84	2,69	3,29	1,68	0,93	0,32	0,02	15,69	0,78

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
27	Cabecera del Argos, pozos	0,00	0,47	0,11	0,41	1,03	1,41	1,09	0,77	0,36	0,25	0,27	0,10	6,27	0,23
28	Cabecera del Argos, mixto	0,02	0,53	0,34	1,69	2,93	5,33	4,96	3,27	2,31	0,00	0,00	0,00	21,38	1,06
29	Embalse del Argos	0,00	0,00	0,18	0,22	0,32	0,66	0,67	0,65	0,37	0,00	0,00	0,00	3,07	0,10
30	Cabecera del Quípar, pozos	0,00	0,59	0,04	0,27	1,30	1,89	1,35	1,22	0,60	0,00	0,00	0,00	7,26	0,26
31	Cabecera del Quípar, mixto	0,01	0,37	0,41	1,96	2,95	5,53	5,20	3,29	2,33	0,00	0,00	0,00	22,05	2,08
32	Tradicional Vega Media	0,29	3,54	4,44	7,17	6,56	5,43	7,76	8,11	7,15	1,79	0,86	0,67	53,77	9,47
34	Vega Media, post. Al 33 y ampl. Del 53	0,90	2,51	0,66	3,22	0,64	3,58	4,07	4,45	2,69	0,84	1,00	1,00	25,56	2,18
36	Regadíos de acuíferos en la Vega Media	0,07	0,64	0,62	0,70	1,10	1,14	1,64	1,71	1,21	0,04	0,09	0,09	9,05	1,35
37	Regadíos Ley 52/80 ZRT II Vega Alta-Media	0,09	0,30	0,29	0,29	0,15	0,59	0,74	0,66	0,53	0,17	0,10	0,10	4,01	0,19
38	Regadíos Ley 52/80 ZRT III Vega Alta-Media	0,05	0,40	0,37	0,40	0,25	0,77	0,94	1,03	0,69	0,26	0,05	0,05	5,26	0,42
39	Regadíos Ley 52/80 ZRT IV Vega Alta-Media	0,19	1,99	0,12	2,08	0,11	3,20	3,67	3,60	2,02	0,16	0,21	0,21	17,56	1,02
40	Regadíos Ley 52/80 ZRT V Vega Alta-Media	0,10	1,31	0,63	1,36	0,63	2,18	2,76	3,09	1,68	0,61	0,13	0,10	14,58	1,57
41	Regadíos Ley 52/80 ZRT Yéchar	0,02	0,32	0,26	0,41	0,28	0,59	0,77	0,94	0,51	0,29	0,03	0,03	4,45	0,21
42	Tradicionales de Mula	0,08	1,21	0,63	1,35	0,68	2,11	2,61	2,99	1,59	0,59	0,08	0,06	13,98	0,81
43	Mula, Manantial del los baños	0,02	0,24	0,14	0,27	0,16	0,41	0,53	0,61	0,33	0,14	0,02	0,01	2,88	0,41
44	Pliego	0,02	1,23	0,46	1,30	0,56	2,29	2,44	2,84	1,37	0,44	0,00	0,00	12,95	0,76
45	Reg. Ascoy-Sopalmo Fortuna-Abanilla-Molina	0,04	1,85	0,79	2,14	0,72	3,44	4,07	4,31	2,46	0,62	0,03	0,03	20,50	0,98
46	Tradicional Vega Baja	2,36	2,38	7,36	12,75	8,10	12,17	15,19	14,43	10,51	3,14	2,96	2,87	94,22	5,14
48	Vega Baja, post. al 33 y ampl. del 53	0,23	1,03	3,47	3,98	4,66	7,49	9,06	7,65	5,26	0,17	0,23	0,23	43,46	2,51
51	Regadíos mixtos de acuíferos, depuradoras y trasvase del Sur de Alicante. La Pedrera	0,94	0,43	2,88	3,64	3,25	5,86	6,65	6,23	5,00	1,91	1,69	1,71	40,19	2,95
52	Riegos de Levanta Margen Derecha	0,61	0,43	1,57	1,92	1,83	2,71	3,29	2,81	1,69	0,01	0,52	0,52	17,91	0,98
53	Riegos de Levanta Margen Izquierda-Segura	0,78	7,08	1,93	7,94	1,91	12,06	14,47	13,80	7,33	0,79	2,29	0,97	71,35	5,56

UDA	Nombre	hm³/mes												hm³/año	
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Demanda anual	Retorno
54	Riegos de Levante Margen Izquierda, Vinalopó L'Alacantí	0,96	1,56	1,44	2,12	2,20	3,54	4,15	3,28	2,16	0,86	1,01	0,82	24,10	0,19
55	Acuífero de Crevillente	0,05	0,50	0,16	0,53	0,15	0,85	0,94	0,91	0,43	0,02	0,14	0,04	4,72	-
56	Regadíos Ley 52/80 ZRT La Pedrera	0,44	1,97	0,14	1,37	0,20	3,39	2,00	2,67	1,22	0,29	0,60	0,56	14,85	0,56
57	Resto Campo de Cartagena, regadío mixto de acuíferos, depuradoras y desalinizadoras	3,67	4,12	6,06	2,30	6,08	6,03	9,04	5,39	4,25	1,51	5,29	2,72	56,46	2,65
58	Regadío redotado en la ZRT Campo de Cartagena	16,97	16,45	17,66	9,99	19,32	16,08	25,17	13,02	10,66	5,10	16,09	11,69	178,20	14,69
59	Regadíos Ley 52/80 en ZRT Campo Cartagena	0,44	0,49	0,56	0,28	0,62	0,59	0,78	0,51	0,37	0,19	0,52	0,33	5,68	0,32
60	Regadíos aguas arriba de Puentes	0,00	0,15	1,04	0,06	1,32	1,88	2,14	3,01	1,01	0,00	0,00	0,00	10,61	0,28
61	Regadío de Lorca	4,91	1,05	0,44	6,32	2,78	3,65	4,96	3,38	6,41	8,31	9,07	9,05	60,33	3,66
63	Acuífero del Alto Guadalentín	4,35	3,59	0,34	4,71	2,28	5,07	5,97	4,80	0,91	0,12	4,55	4,52	41,21	1,73
64	Mixtos del Bajo Guadalentín	0,37	2,98	1,39	3,28	0,21	6,33	6,63	5,33	4,57	0,64	0,63	0,65	33,01	1,92
65	Subterráneas zona del Bajo Guadalentín	3,68	3,69	2,53	7,48	1,78	10,17	9,65	6,52	11,90	8,52	7,34	7,56	80,82	3,85
66	Regadíos Ley 52/58 en ZRT Lora y Valle del Guadalentín	0,27	0,55	0,06	0,76	0,10	0,92	0,83	0,83	0,71	0,42	0,43	0,44	6,32	0,29
67	Mazarrón	1,19	1,13	3,58	3,62	4,99	5,88	6,39	1,23	0,56	0,05	0,30	0,04	28,96	2,21
68	Águilas	2,40	2,24	2,94	2,83	4,16	4,51	4,93	0,97	0,28	0,08	0,71	1,03	27,08	2,00
69	Almería-Segura	0,94	1,43	3,48	2,51	4,54	6,50	7,96	3,24	1,59	0,09	1,66	0,23	34,17	1,87
70	Regadíos Ley 52/80 Almería-Cuecas Mediterráneas Andaluzas	0,29	0,48	0,44	0,65	0,67	1,09	1,28	1,00	0,67	0,26	0,31	0,25	7,40	-
71	Regadíos Ley 52/58 ZRT R.L. Margen Derecha	0,08	0,05	0,05	0,09	0,06	0,06	0,07	0,06	0,03	0,00	0,09	0,08	0,72	0,05
72	Regadíos Ley 52/58 ZRT R.L. Margen Izquierda Segura	0,31	1,71	0,41	2,22	0,49	2,79	3,41	3,34	1,82	0,33	0,72	0,42	17,97	1,43
73	Regadíos Ley 52/58 ZRT Mula y Pliego	0,00	0,03	0,02	0,03	0,03	0,06	0,07	0,08	0,04	0,02	0,00	0,00	0,38	0,02
75	Cota 120 Campo de Cartagena	3,34	3,31	2,81	2,18	3,18	2,43	3,30	1,95	1,47	1,27	2,58	2,41	30,23	2,31

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 79. Clasificación de las UDA por zonas climáticas en el PHCS de 1998.

PHCS de 1998		
Zona Climática	**UDAs**	**Volumen anual demandado (hm^3/año)**
		1998
Vega Alta	17, 18, 20, 21, 22, 25, 26, 37	161,9
Vega Media	32, 34, 36, 46, 48, 51, 52, 56, 71	338,1
Centro Norte	3, 4, 6, 38, 39, 45, 53, 54, 55, 72	287,6
Centro Sur	40, 41, 42, 43, 44, 61, 63, 65, 66, 73	323,9
Litoral	57, 58, 59, 67, 68, 69, 70, 74	303,6
Noroeste	8, 13, 14, 15, 16, 27, 28, 29, 30, 31, 60	123,0
Noreste	1, 2, 5, 7, 9, 10, 12	123,9
	Total	**1662,0**

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Tabla 80. Clasificación de las UDA por zonas climáticas en el BPHCS de 2013.

Borrador de PHCS de 2013				
Zona Climática	**UDAs**	**Volumen anual demandado (hm^3/año)**		
		2012	**2015**	**2027**
Vega Alta	17, 18, 20, 21, 22, 25, 26, 37	74,4	72,2	72,2
Vega Media	32, 34, 36, 46, 48, 51, 52, 56, 71	383,6	369,3	369,3
Centro Norte	3, 4, 6, 38, 39, 45, 53, 54, 55, 72	205,5	202,9	202,9
Centro Sur	40, 41, 42, 43, 44, 61, 63, 65, 66, 73	271,6	270,9	270,9
Litoral	57, 58, 59, 67, 68, 69, 70, 75	368,2	368,2	368,2
Noroeste	8, 13, 14, 15, 16, 27, 28, 29, 30, 31, 60	101,6	99,9	99,9
Noreste	1, 2, 5, 7, 9, 10, 11, 12	147,2	146,1	149,5
	Total	**1552,0**	**1529,5**	**1532,9**

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Anexo IV. Construcción de las demandas urbanas (DU)

Tabla 81. Demandas urbanas en el modelo OPTIGES de 1998

DU	Nombre Completo	Nombre en el modelo OPTIGES	UDU	UDI	UDRG		Escenario (hm^3/año) 1998	Coeficiente de Retorno
1	Toma del Taibilla	Taibilla	1	3	-	=	49,3	*
2	Potabilizadora de Sierra Espada	Sierra Espada	2	7	8	=	30,4	80%
3	Potabilizadora de Campotejar	Campotejar	3	5	7	=	20,5	80%
4	Potabilizadora de Torrealta	Torrealta	4	8	1	=	56,3	**
5	Potabilizadora de La Pedrera	La Pedrera	5	6	4	=	46,8	80%
6	Potabilizadora de Lorca	Lorca	6	1	2 y 6	=	9,1	80%
7	Hellín	Hellín	7	-	-	=	2,0	80%
8	Cabecera del Segura	Cabecera del Segura	8	-	-	=	1,0	80%
9	Cabecera del Mundo	Cabecera del Mundo	9	2	-	=	4,5	80%
10	Cabecera del Guadalentín	Cabecera del Guadalentín	10	-	-	=	3,0	80%
11	Altiplano	Altiplano	11	-	-	=	4,0	80%
12	Potabilizadora de Murcia	Murcia	12, 13 y 14	4	-	=	13,1	80%
TOTAL	----------						**240,0**	**59%**

(*) Retorno incluido en el resto de demandas. (**) Retorno que sale fuera de la DHS.

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Tabla 82. Demandas urbanas en el modelo OPTIGES de los escenarios 2010, 2015 y 2027.

DU	Nombre Completo	Nombre en el modelo OPTIGES	UDU	UDI	UDRG		Escenarios (hm^3/año)			Coeficiente de Retorno
							2010	2015	2027	
1	Toma del Taibilla	Taibilla	1	3	-	=	22,3	22,5	28,5	*
2	Potabilizadora de Sierra Espada	Sierra Espada	2	7	8	=	20,1	20,4	24,9	75%
3	Potabilizadora de Campotejar	Campotejar	3	5	7	=	58,0	60,6	73,0	75%
4	Potabilizadora de Torrealta	Torrealta	5	-	1	=	44,3	44,7	47,6	**
5	Potabilizadora de La Pedrera	La Pedrera	4	6	4	=	40,2	41,1	54,9	75%
6	Potabilizadora de Lorca	Lorca	6	1	6 y 10	=	11,6	12,0	17,4	75%
7	Hellín	Hellín	9	-	5	=	3,2	3,2	3,7	75%
8	Cabecera del Segura	Cabecera del Segura	10	-	-	=	2,3	2,1	1,2	75%
9	Cabecera del Mundo	Cabecera del Mundo	11	2	-	=	5,7	5,4	3,7	75%
10	Cabecera del Guadalentín	Cabecera del Guadalentín	12	-	-	=	1,4	1,4	1,6	75%
11	Altiplano	Altiplano	8	-	3	=	5,5	5,5	6,5	75%
12	Potabilizadora de Murcia	Murcia	7 y 13	4	9	=	35,3	35,9	43,8	75%
13	Abastecimiento en Almería	Almería	14	-	2	=	10,5	10,5	11,0	-
TOTAL							**260,4**	**265,3**	**317,8**	**67%**

(*) Retorno incluido en el resto de demandas. (**) Retorno que sale fuera de la DHS.

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 83. Distribución mensual las DU introducidas OPTIGES en todos los escenarios.

Distribución mensual												
DU	**Oct.**	**Nov.**	**Dic.**	**Ene.**	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**	**May.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sept.**
	7,4	6,8	7,7	7,8	8,4	9,1	10,3	10,4	8,8	8,2	7,6	7,5

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Anexo V. Construcción de las demandas de regadío (DR)

Tabla 84. Coeficientes de las combinaciones lineales con las que se han construido las DR a partir de las UDA para el escenario 1998.

DR \ UDA		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	21
1	**Cab. Segura**													1,0	1,0	1,0					
2	**Cab. Mundo**								1,0												
3	**Cab.Guadalen**																				
4	**Afluentes MD**																1,0				
5	**ATS Mula**																				
6	**RT Mula**																				
7	**Acu. Noreste**			1,0	1,0		1,0														
8	**Hellín**									1,0	1,0										
9	**Altiplano**	1,0	1,0			1,0		1,0				1,0	1,0								
10	**Almería**																				
11	**Mazarrón-Águilas**																				
12	**C.C.Oriental**																				
13	**C.C.Occidental**																				
14	**Bombeo. C.Car.**																				
15	**antes de Algec.**																				
16	**después Algeciras.**																				
17	**Guadalentin**																				
18	**Lorca**																				
19	**ATS Y Desalado**																				
20	**ATS antes Ojós**																				
21	**MI antes Partidor**																				
22	**RLMI**																				
23	**V.A.Superficiales**																	1,0	1,0	1,0	1,0
24	**Bombeo**																				
25	**V.A.M.B.Su.**																				
26	**V.Baja.Superf.**																				
27	**ZR Pedrera**																				
28	**V.B.(p) y RLMD**																				

DR \ UDA		22	25	26	27	28	29	30	31	32	34	36	37	38	39	40	41	42	43	44
1	**Cab. Segura**																			
2	**Cab. Mundo**																			
3	**Cab.Guadalen**																			
4	**Afluentes MD**				1,0	1,0	1,0	1,0	1,0											
5	**ATS Mula**															1,0	1,0	0,08	0,02	0,20
6	**RT Mula**																	0,92	0,98	0,80
7	**Acu. Noreste**																			
8	**Hellín**																			
9	**Altiplano**																			
10	**Almería**																			
11	**Mazarrón-Águilas**																			
12	**C.C.Oriental**																			
13	**C.C.Occidental**																			
14	**Bombeo. C.Car.**																			
15	**antes de Algec.**																			
16	**después Algeciras.**																			
17	**Guadalentin**																			
18	**Lorca**																			
19	**ATS Y Desalado**																			
20	**ATS antes Ojós**			1,0									1,0							
21	**MI antes Partidor**													1,0	1,0					
22	**RLMI**																			
23	**V.A.Superficiales**		1,0																	
24	**Bombeo**	1,0										1,0								
25	**V.A.M.B.Su.**									1,0	1,0									
26	**V.Baja.Superf.**																			
27	**ZR Pedrera**																			
28	**V.B.(p) y RLMD**																			

DR \ UDA		45	46	48	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	63	64	65
1	**Cab. Segura**																	
2	**Cab. Mundo**																	
3	**Cab.Guadalen**													1,0				
4	**Afluentes MD**																	
5	**ATS Mula**																	
6	**RT Mula**																	
7	**Acu. Noreste**	1,0							1,0									
8	**Hellín**																	
9	**Altiplano**																	
10	**Almería**																	
11	**Mazarrón-Águilas**																	
12	**C.C.Oriental**											0,39	0,80					
13	**C.C.Occidental**											0,08	0,16					
14	**Bombeo. C.Car.**										1,0	0,53	0,04					
15	**antes de Algec.**																0,26	0,08
16	**después Algeciras.**															0,01		
17	**Guadalentin**														0,57	0,99	0,74	0,92
18	**Lorca**														0,43			
19	**ATS Y Desalado**																	
20	**ATS antes Ojós**																	
21	**MI antes Partidor**																	
22	**RLMI**						1,0	1,0										
23	**V.A.Superficiales**																	
24	**Bombeo**																	
25	**V.A.M.B.Su.**																	
26	**V.Baja.Superf.**		0,65	0,65														
27	**ZR Pedrera**				1,0					1,0								
28	**V.B.(p) y RLMD**		0,35	0,35		1,0												

DR \ UDA		67	68	69	70	71	72	73	75
1	**Cab. Segura**								
2	**Cab. Mundo**								
3	**Cab.Guadalen**								
4	**Afluentes MD**								
5	**ATS Mula**							1,0	
6	**RT Mula**								
7	**Acu. Noreste**								
8	**Hellín**								
9	**Altiplano**								
10	**Almería**			1,0	1,0				
11	**Mazarrón-Águilas**	1,0	1,0						
12	**C.C.Oriental**								0,39
13	**C.C.Occidental**								0,08
14	**Bombeo. C.Car.**								0,53
15	**antes de Algec.**								
16	**después Algeciras.**								
17	**Guadalentin**								
18	**Lorca**								
19	**ATS Y Desalado**								
20	**ATS antes Ojós**								
21	**MI antes Partidor**								
22	**RLMI**						1,0		
23	**V.A.Superficiales**								
24	**Bombeo**								
25	**V.A.M.B.Su.**								
26	**V.Baja.Superf.**								
27	**ZR Pedrera**					1,0			
28	**V.B.(p) y RLMD**								

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Tabla 85. Coeficientes de las combinaciones lineales con las que se han construido las DR a partir de las UDA para los escenarios 2010, 2015 y 2027.

DR \ UDA		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20
1	**Cab. Segura**													1,0	1,0	1,0				
2	**Cab. Mundo**								1,0											
3	**Cab.Guadalen**																			
4	**Afluentes MD**																1,0			
5	**ATS Mula**																			
6	**RT Mula**																			
7	**Acu. Noreste**			1,0	1,0		1,0													
8	**Hellín**									1,0	1,0									
9	**Altiplano**	1,0	1,0			1,0		1,0				1,0	1,0							
10	**Almería**																			
11	**Mazarrón-Águilas**																			
12	**C.C.Oriental**																			
13	**C.C.Occidental**																			
14	**Bombeo. C.Car.**																			
15	**antes de Algec.**																			
16	**después Algeciras.**																			
17	**Guadalentin**																			
18	**Lorca**																			
19	**ATS Y Desalado**																			
20	**ATS antes Ojós**																			
21	**MI antes Partidor**																			
22	**RLMI**																			
23	**V.A.Superficiales**																	1,0	1,0	1,0
24	**Bombeo**																			
25	**V.A.M.B.Su.**																			
26	**V.Baja.Superf.**																			
27	**ZR Pedrera**																			
28	**V.B.(p) y RLMD**																			

DR \ UDA		21	22	25	26	27	28	29	30	31	32	34	36	37	38	39	40	41	42	43
1	**Cab. Segura**																			
2	**Cab. Mundo**																			
3	**Cab.Guadalen**																			
4	**Afluentes MD**					1,0	1,0	1,0	1,0	1,0										
5	**ATS Mula**																1,0	1,0	0,08	0,02
6	**RT Mula**																		0,92	0,98
7	**Acu. Noreste**																			
8	**Hellín**																			
9	**Altiplano**																			
10	**Almería**																			
11	**Mazarrón-Águilas**																			
12	**C.C.Oriental**																			
13	**C.C.Occidental**																			
14	**Bombeo. C.Car.**																			
15	**antes de Algec.**																			
16	**después Algeciras.**																			
17	**Guadalentin**																			
18	**Lorca**																			
19	**ATS Y Desalado**																			
20	**ATS antes Ojós**				1,0									1,0						
21	**MI antes Partidor**														1,0	1,0				
22	**RLMI**																			
23	**V.A.Superficiales**	1,0		1,0																
24	**Bombeo**		1,0										1,0							
25	**V.A.M.B.Su.**										1,0	1,0								
26	**V.Baja.Superf.**																			
27	**ZR Pedrera**																			
28	**V.B.(p) y RLMD**																			

DR \ UDA		44	45	46	48	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	63	64
1	**Cab. Segura**																	
2	**Cab. Mundo**																	
3	**Cab.Guadalen**														1,0			
4	**Afluentes MD**																	
5	**ATS Mula**	0,20																
6	**RT Mula**	0,80																
7	**Acu. Noreste**		1,0							1,0								
8	**Hellín**																	
9	**Altiplano**																	
10	**Almería**																	
11	**Mazarrón-Águilas**																	
12	**C.C.Oriental**												0,39	0,80				
13	**C.C.Occidental**												0,08	0,16				
14	**Bombeo. C.Car.**											1,0	0,53	0,04				
15	**antes de Algec.**																	0,26
16	**después Algeciras.**																0,01	
17	**Guadalentin**															0,57	0,99	0,74
18	**Lorca**															0,43		
19	**ATS Y Desalado**																	
20	**ATS antes Ojós**																	
21	**MI antes Partidor**																	
22	**RLMI**							1,0	1,0									
23	**V.A.Superficiales**																	
24	**Bombeo**																	
25	**V.A.M.B.Su.**																	
26	**V.Baja.Superf.**			0,65	0,65													
27	**ZR Pedrera**					1,0					1,0							
28	**V.B.(p) y RLMD**			0,35	0,35		1,0											

DR \ UDA		65	66	67	68	69	70	71	72	73	75
1	**Cab. Segura**										
2	**Cab. Mundo**										
3	**Cab.Guadalen**										
4	**Afluentes MD**										
5	**ATS Mula**									1,0	
6	**RT Mula**										
7	**Acu. Noreste**										
8	**Hellín**										
9	**Altiplano**										
10	**Almería**					1,0	1,0				
11	**Mazarrón-Águilas**			1,0	1,0						
12	**C.C.Oriental**										0,39
13	**C.C.Occidental**										0,08
14	**Bombeo. C.Car.**										0,53
15	**antes de Algec.**	0,08									
16	**después Algeciras.**		0,33								
17	**Guadalentin**	0,92									
18	**Lorca**										
19	**ATS Y Desalado**		0,67								
20	**ATS antes Ojós**										
21	**MI antes Partidor**										
22	**RLMI**								1,0		
23	**V.A.Superficiales**										
24	**Bombeo**										
25	**V.A.M.B.Su.**										
26	**V.Baja.Superf.**										
27	**ZR Pedrera**							1,0			
28	**V.B.(p) y RLMD**										

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Anexo VI. Demandas de regadío (DR)

Tabla 86. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario de 1998.

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
1	Cab. Segura	1,7	0,0	0,0	0,0	4,2	0,1	5,0	14,3	23,3	24,2	20,1	7,1	35,6	4%
2	Cab. Mundo	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	6,3	13,7	24,4	20,7	21,6	9,8	6,3	5%
3	Cab.Guadalen	5,3	0,0	0,0	0,0	8,3	0,4	2,9	11,3	28,1	22,8	17,3	3,6	7,5	1%
4	Afluentes MD	1,6	0,0	0,0	0,0	4,2	0,8	8,7	13,3	26,5	22,1	13,5	9,3	73,4	6%
5	ATS Mula	5,5	0,3	0,1	0,1	7,9	5,9	7,8	5,8	14,1	18,0	22,2	12,3	34,2	17%
6	RT Mula	4,5	0,2	0,1	0,2	8,7	4,7	8,9	4,8	15,1	18,7	22,1	12,0	25,7	15%
7	Acu. Noreste	4,0	1,7	0,3	0,1	6,9	8,9	5,9	6,2	17,5	18,5	18,7	11,3	86,0	6%
8	Hellín	6,6	0,0	0,0	0,0	1,6	1,0	9,2	8,3	19,4	26,4	19,2	8,3	27,3	7%
9	Altiplano	4,6	0,0	0,0	3,4	3,7	2,3	8,3	8,4	18,7	25,4	19,0	6,2	96,4	1%
10	Almería	3,6	4,2	3,3	5,2	5,7	9,1	8,2	12,3	15,2	20,1	9,6	3,5	26,9	14%
11	Mazarrón-Águilas	0,2	2,9	3,5	6,3	6,5	8,0	10,5	13,0	17,7	24,0	6,3	1,1	53,5	7%
12	C.C.Oriental	3,9	8,6	7,7	11,1	10,9	9,5	6,6	10,1	7,9	11,0	7,2	5,5	101,5	8%
13	C.C.Occidental	3,9	8,6	7,7	11,1	10,9	9,5	6,6	10,1	7,9	11,0	7,2	5,5	20,5	8%
14	Bombeo. C.Car.	3,7	8,4	7,7	11,0	11,0	9,3	6,5	10,0	8,4	11,3	7,3	5,4	101,3	7%

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
15	antes de Algec.	6,9	5,7	5,8	3,5	7,3	5,6	6,7	3,8	15,8	13,2	12,2	13,5	13,9	5%
16	después Algeciras.	6,7	4,9	5,0	3,0	9,1	3,9	7,1	2,8	16,6	13,1	15,0	12,8	17,1	7%
17	Guadalentin	6,6	6,3	6,4	3,8	7,5	3,5	6,8	4,0	15,9	13,1	14,2	11,9	176,1	5%
18	Lorca	12,3	13,6	13,5	7,2	2,3	0,3	8,7	4,6	8,6	9,1	8,1	11,7	23,3	5%
19	ATS Y Desalado	6,9	4,9	5,0	3,0	9,0	4,0	7,1	2,7	16,6	13,0	14,9	12,9	33,5	7%
20	ATS antes Ojós	5,3	0,8	0,0	0,0	8,0	6,2	7,4	6,1	14,3	17,6	22,7	11,6	44,2	15%
21	MI antes Partidor	1,7	0,1	0,1	0,2	10,9	1,9	10,6	1,7	18,5	20,5	22,0	11,8	41,7	10%
22	RLMI	6,1	8,1	7,9	7,6	8,3	3,8	10,6	6,1	11,6	9,9	11,3	8,7	159,7	8%
23	V.A.Superficiales	1,4	1,3	0,3	1,4	7,0	9,6	9,7	15,5	13,0	14,8	16,2	9,8	73,5	16%
24	Bombeo	1,0	0,9	0,3	0,4	6,7	8,0	8,7	12,0	13,7	17,9	19,1	11,3	59,6	17%
25	V.A.M.B.Su.	5,2	1,5	1,0	0,5	7,1	7,1	9,3	10,4	12,1	15,5	16,5	13,8	86,0	18%
26	V.Baja.Superf.	4,4	7,0	7,0	7,8	5,4	8,3	9,6	9,6	9,8	11,2	10,6	9,3	104,6	8%
27	ZR Pedrera	1,9	2,4	2,3	3,0	10,1	3,3	11,0	3,9	16,8	17,5	17,2	10,6	57,5	9%
28	V.B.(p) y RLMD	3,3	5,8	5,7	6,7	4,8	8,8	9,7	9,9	11,0	12,7	12,2	9,4	74,5	17%

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (1998).

Tabla 87. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario del estado actual (2010).

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
1	Cab. Segura	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	9,1	4,3	13,1	21,6	16,5	22,4	7,0	14,9	4%
2	Cab. Mundo	0,0	0,0	0,0	0,0	10,6	7,0	3,3	17,1	23,0	13,6	20,0	5,4	3,7	5%
3	Cab.Guadalen	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	9,9	0,5	12,5	17,7	20,2	28,3	9,5	11,6	3%
4	Afluentes MD	0,3	0,4	0,1	0,1	3,0	2,2	7,7	13,8	24,5	22,3	15,7	9,9	72,0	6%
5	ATS Mula	4,6	0,7	0,6	0,6	8,7	4,5	9,4	4,7	15,0	18,5	21,3	11,4	23,3	9%
6	RT Mula	4,0	0,3	0,3	0,4	8,9	4,2	9,8	4,8	16,0	18,7	21,5	11,1	26,4	7%
7	Acu. Noreste	3,9	1,4	0,1	0,4	7,2	7,1	8,1	6,0	14,9	19,3	20,2	11,4	67,4	5%
8	Hellín	11,0	0,0	0,0	0,1	3,4	0,1	8,3	12,4	21,7	22,5	13,2	7,3	20,2	7%
9	Altiplano	6,4	0,0	0,0	7,2	8,5	0,4	5,4	10,8	20,9	22,8	13,8	3,8	128,0	2%
10	Almería	0,9	4,7	1,2	3,0	4,6	9,4	7,6	12,5	18,3	22,2	10,2	5,4	41,9	5%
11	Mazarrón-Águilas	0,2	1,8	1,9	6,4	6,0	11,6	11,5	16,3	18,5	20,4	3,9	1,5	56,4	8%
12	C.C.Oriental	3,1	9,0	6,7	9,6	9,4	9,8	5,7	10,8	9,0	13,8	7,3	5,8	86,5	7%
13	C.C.Occidental	3,1	8,9	6,7	9,6	9,5	9,9	5,8	10,8	8,9	13,6	7,3	5,9	17,7	7%
14	Bombeo. C.Car.	2,9	9,1	6,1	8,6	8,7	10,1	5,2	10,8	9,5	14,6	8,0	6,4	168,3	6%

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
15	antes de Algec.	5,8	5,1	5,3	1,9	7,3	3,8	9,9	1,3	14,6	17,3	13,0	14,7	14,7	6%
16	después Algeciras.	5,4	7,7	7,7	5,0	8,5	0,8	11,5	3,1	15,3	13,1	12,3	9,6	2,6	5%
17	Guadalentin	7,5	9,6	9,8	5,5	5,6	2,1	10,1	3,2	13,5	12,9	9,5	10,7	176,0	5%
18	Lorca	13,9	15,1	15,1	8,1	1,7	0,3	10,6	4,6	6,1	8,2	5,6	10,7	26,0	6%
19	ATS Y Desalado	6,5	6,7	7,0	4,2	8,6	0,9	12,1	2,6	14,3	13,0	13,0	11,1	4,3	5%
20	ATS antes Ojós	5,6	2,1	0,6	0,8	6,4	8,0	8,0	7,3	12,3	17,7	20,0	11,2	20,2	5%
21	MI antes Partidor	1,8	1,1	1,1	1,1	10,5	2,1	10,9	1,6	17,4	20,2	20,3	11,9	23,0	6%
22	RLMI	1,7	3,6	1,9	1,8	9,1	3,3	10,8	4,0	16,2	19,6	18,0	10,0	116,5	7%
23	V.A.Superficiales	1,6	1,7	0,6	0,3	5,4	7,1	10,6	18,6	13,9	15,5	15,7	9,0	54,7	12%
24	Bombeo	0,5	0,5	0,3	0,3	6,1	9,1	8,3	14,0	14,2	18,0	17,1	11,6	81,8	18%
25	V.A.M.B.Su.	3,3	2,4	2,1	1,5	7,6	6,4	13,1	9,1	11,4	14,9	15,8	12,4	81,4	16%
26	V.Baja.Superf.	2,4	2,3	2,3	1,9	2,5	7,9	12,1	9,3	14,3	17,4	16,1	11,5	96,8	8%
27	ZR Pedrera	3,9	4,3	4,2	2,6	4,4	5,5	9,1	6,3	16,8	15,6	16,1	11,2	56,1	6%
28	V.B.(p) y RLMD	1,8	2,5	2,4	2,3	2,5	8,1	11,8	9,5	14,5	17,8	15,9	10,9	70,2	18%

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 88. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario de 2015.

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
1	Cab. Segura	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	9,1	4,3	13,1	21,6	16,5	22,4	7,0	14,9	4%
2	Cab. Mundo	0,0	0,0	0,0	0,0	10,6	7,0	3,3	17,1	23,0	13,6	20,0	5,4	3,7	5%
3	Cab.Guadalen	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	9,8	0,6	12,4	17,7	20,2	28,4	9,5	10,7	3%
4	Afluentes MD	0,4	0,4	0,1	0,1	3,0	2,2	7,7	13,8	24,4	22,3	15,7	9,9	71,2	6%
5	ATS Mula	4,6	0,7	0,6	0,6	8,7	4,5	9,4	4,7	15,0	18,5	21,3	11,4	23,3	9%
6	RT Mula	4,0	0,3	0,3	0,4	8,9	4,2	9,8	4,8	16,0	18,7	21,5	11,1	26,2	7%
7	Acu. Noreste	3,9	1,4	0,1	0,4	7,1	7,1	8,1	6,0	14,9	19,3	20,3	11,4	67,1	4%
8	Hellín	11,0	0,0	0,0	0,2	3,4	0,1	8,3	12,7	21,7	22,2	13,1	7,3	19,1	7%
9	Altiplano	6,4	0,0	0,0	7,2	8,5	0,4	5,4	10,8	20,9	22,8	13,8	3,8	128,0	2%
10	Almería	0,9	4,7	1,2	3,0	4,6	9,4	7,6	12,5	18,3	22,2	10,2	5,4	41,9	5%
11	Mazarrón-Águilas	0,2	1,8	1,9	6,4	6,0	11,6	11,5	16,3	18,5	20,4	3,9	1,5	56,4	8%
12	C.C.Oriental	3,1	9,0	6,7	9,6	9,4	9,8	5,7	10,8	9,0	13,8	7,3	5,8	86,5	7%
13	C.C.Occidental	3,1	8,9	6,7	9,6	9,5	9,9	5,8	10,8	8,9	13,6	7,3	5,9	17,7	7%
14	Bombeo. C.Car.	2,9	9,1	6,1	8,6	8,7	10,1	5,2	10,8	9,5	14,6	8,0	6,4	168,3	6%

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
15	antes de Algec.	5,8	5,1	5,3	1,9	7,3	3,8	9,9	1,3	14,6	17,3	13,0	14,7	14,7	6%
16	después Algeciras.	5,4	7,3	7,7	5,0	8,5	0,8	11,5	3,1	15,3	13,1	12,7	9,6	2,6	5%
17	Guadalentín	7,5	9,6	9,8	5,5	5,6	2,1	10,1	3,2	13,5	12,9	9,5	10,7	175,5	5%
18	Lorca	13,9	15,1	15,1	8,1	1,7	0,3	10,6	4,6	6,1	8,2	5,6	10,7	26,0	6%
19	ATS Y Desalado	6,5	6,7	6,9	4,2	8,8	0,9	12,0	2,5	15,3	13,0	13,0	11,1	4,3	4%
20	ATS antes Ojós	5,6	2,1	0,6	0,8	6,4	8,0	8,1	7,4	12,3	17,4	20,1	11,2	19,8	5%
21	MI antes Partidor	1,8	1,1	1,1	1,1	10,5	2,1	10,9	1,6	17,4	20,2	20,3	11,9	23,0	6%
22	RLMI	1,7	3,5	1,9	1,8	9,1	3,3	10,8	4,1	16,2	19,6	18,0	10,0	114,2	8%
23	V.A.Superficiales	1,7	1,7	0,6	0,3	5,4	7,2	10,7	18,1	13,8	15,6	15,8	9,1	52,9	10%
24	Bombeo	0,5	0,5	0,3	0,3	6,1	9,0	8,3	14,0	14,2	18,1	17,1	11,6	79,2	15%
25	V.A.M.B.Su.	3,3	2,3	2,1	1,5	7,6	6,4	13,1	9,1	11,4	14,9	15,9	12,4	79,9	15%
26	V.Baja.Superf.	2,4	2,3	2,3	1,9	2,5	7,9	12,2	9,3	14,3	17,4	16,0	11,5	90,1	6%
27	ZR Pedrera	3,9	4,3	4,2	2,6	4,4	5,5	9,1	6,3	16,8	15,6	16,1	11,2	56,1	6%
28	V.B.(p) y RLMD	1,8	2,5	2,4	2,3	2,5	8,1	11,8	9,5	14,5	17,8	15,9	10,9	66,6	13%

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 89. Datos de las DR introducidas en OPTIGES para el escenario de 2027.

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
1	Cab. Segura	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	9,1	4,3	13,1	21,6	16,5	22,4	7,0	14,9	4%
2	Cab. Mundo	0,0	0,0	0,0	0,0	10,6	7,0	3,3	17,1	23,0	13,6	20,0	5,4	3,7	9%
3	Cab.Guadalen	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	9,8	0,6	12,4	17,7	20,2	28,4	9,5	10,7	3%
4	Afluentes MD	0,4	0,4	0,1	0,1	3,0	2,2	7,7	13,8	24,4	22,3	15,7	9,9	71,2	6%
5	ATS Mula	4,6	0,7	0,6	0,6	8,7	4,5	9,4	4,7	15,0	18,5	21,3	11,4	23,3	9%
6	RT Mula	4,0	0,3	0,3	0,4	8,9	4,2	9,8	4,8	16,0	18,7	21,5	11,1	26,2	7%
7	Acu. Noreste	3,9	1,4	0,1	0,4	7,1	7,1	8,1	6,0	14,9	19,3	20,3	11,4	67,1	4%
8	Hellín	11,1	0,0	0,0	0,1	3,4	0,1	8,4	11,9	21,7	22,6	13,3	7,4	22,5	7%
9	Altiplano	6,4	0,0	0,0	7,2	8,5	0,4	5,4	10,8	20,9	22,8	13,8	3,8	128,0	2%
10	Almería	0,9	4,7	1,2	3,0	4,6	9,4	7,6	12,5	18,3	22,2	10,2	5,4	41,9	6%
11	Mazarrón-Águilas	0,2	1,8	1,9	6,4	6,0	11,6	11,5	16,3	18,5	20,4	3,9	1,5	56,4	8%
12	C.C.Oriental	3,1	9,0	6,7	9,6	9,4	9,8	5,7	10,8	9,0	13,8	7,3	5,8	86,5	7%
13	C.C.Occidental	3,1	8,9	6,7	9,6	9,5	9,9	5,8	10,8	8,9	13,6	7,3	5,9	17,7	7%
14	Bombeo. C.Car.	2,9	9,1	6,1	8,6	8,7	10,1	5,2	10,8	9,5	14,6	8,0	6,4	168,3	6%

DR	Nombre	Distribución Mensual												Demanda Anual	Coeficiente de Retorno
		Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	(hm^3/año)	
15	antes de Algec.	5,8	5,1	5,3	1,9	7,3	3,8	9,9	1,3	14,6	17,3	13,0	14,7	14,7	6%
16	después Algeciras.	5,4	7,3	7,7	5,0	8,5	0,8	11,5	3,1	15,3	13,1	12,7	9,6	2,6	5%
17	Guadalentín	7,5	9,6	9,8	5,5	5,6	2,1	10,1	3,2	13,5	12,9	9,5	10,7	175,5	5%
18	Lorca	13,9	15,1	15,1	8,1	1,7	0,3	10,6	4,6	6,1	8,2	5,6	10,7	26,0	6%
19	ATS Y Desalado	6,5	6,7	6,9	4,2	8,8	0,9	12,0	2,5	14,4	13,0	13,0	11,1	4,3	4%
20	ATS antes Ojós	5,6	2,1	0,6	0,8	6,4	8,0	8,1	7,4	12,3	17,4	20,1	11,2	19,8	5%
21	MI antes Partidor	1,8	1,1	1,1	1,1	10,5	2,1	10,9	1,6	17,4	20,2	20,3	11,9	23,0	6%
22	RLMI	1,7	3,5	1,9	1,8	9,1	3,3	10,8	4,1	16,2	19,6	18,0	10,0	114,2	8%
23	V.A.Superficiales	1,7	1,7	0,6	0,3	5,4	7,2	10,7	18,1	13,8	15,6	15,8	9,1	52,9	10%
24	Bombeo	0,5	0,5	0,3	0,3	6,1	9,0	8,3	14,0	14,2	18,1	17,1	11,6	79,2	15%
25	V.A.M.B.Su.	3,3	2,3	2,1	1,5	7,6	6,4	13,1	9,1	11,4	14,9	15,9	12,4	79,9	15%
26	V.Baja.Superf.	2,4	2,3	2,3	1,9	2,5	7,9	12,2	9,3	14,3	17,4	16,0	11,5	90,1	6%
27	ZR Pedrera	3,9	4,3	4,2	2,6	4,4	5,5	9,1	6,3	16,8	15,6	16,1	11,2	56,1	6%
28	V.B.(p) y RLMD	1,8	2,5	2,4	2,3	2,5	8,1	11,8	9,5	14,5	17,8	15,9	10,9	66,6	13%

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Anexo VII. Datos de los embalses

Tabla 90. Volúmenes máximos de los embalses introducidos en OPTIGES.

Embalse	Volumen máximo (hm^3)											
	Oct.	**Nov.**	**Dic.**	**Ene.**	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**	**May.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sept.**
Fuensanta	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210
Cenajo	437	437	437	437	437	437	437	437	437	437	437	437
Talave	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Camarillas	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
Alfonso XIII + Argos	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32
Algeciras	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Valdeinfierno + Puentes	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
La Cierva	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8
Crevillente	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
El Hondo	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
La Pedrera	246	246	246	246	246	246	246	246	246	246	246	246

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 91 Volúmenes mínimos de los embalses introducidos en OPTIGES.

Embalse	Volumen mínimo (hm^3)											
	Oct.	**Nov.**	**Dic.**	**Ene.**	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**	**May.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sept.**
Fuensanta	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Cenajo	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Talave	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Camarillas	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Alfonso XIII + Argos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Algeciras	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Valdeinfierno + Puentes	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
La Cierva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crevillente	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
El Hondo	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
La Pedrera	46	46	46	46	46	46	46	46	46	46	46	46

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 92. Tasa de evaporación mensual en los embalses introducidos en OPTIGES.

Embalse	Tasa de evaporación mensual (mm/mes)											
	Oct.	**Nov.**	**Dic.**	**Ene.**	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**	**May.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sept.**
Fuensanta	90,2	65,1	53,0	52,5	58,9	99,6	125,6	123,7	215,5	272,4	22,7	147,5
Cenajo	110,7	84,2	65,8	69,8	85,0	128,9	157,6	156,9	243,5	278,8	257,0	155,1
Talave	75,7	37,4	22,3	20,7	43,0	90,1	124,8	131,1	208,7	250,0	226,6	139,5
Camarillas	102,4	67,3	55,8	54,0	72,5	123,8	152,8	155,2	237,9	263,5	242,7	156,6
Alfonso XIII + Argos	73,7	51,4	37,3	47,5	65,4	93,5	115,6	145,4	178,2	230,7	204,7	126,6
Algeciras	98,8	74,2	68,1	65,4	72,4	115,9	142,6	134,7	196,3	228,3	214,0	131,8
Valdeinfierno + Puentes	98,8	74,2	68,1	65,4	72,4	115,9	142,6	134,7	196,3	228,3	214,0	131,8
La Cierva	91,9	42,6	74,3	66,8	62,8	60,0	86,5	89,9	124,7	188,1	180,9	146,9
Crevillente	110,9	82,1	72,8	61,2	82,3	122,7	180,6	164,2	203,1	218,8	198,9	158,7
El Hondo	110,9	82,1	72,8	61,2	82,3	122,7	180,6	164,2	203,1	218,8	198,9	158,7
La Pedrera	101,0	69,3	57,2	45,4	71,8	104,0	142,8	149,0	201,9	219,0	196,6	144,7

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Tabla 93. Curvas batimétricas de los embalses introducidos en OPTIGES.

Embalse	Curva batimétrica										
Fuensanta	Volumen (hm^3)	0,0	5,1	9,9	29,0	55,9	81,7	102,0	138,0	166,0	210,0
	Superficie (ha)	0,0	82,0	152,0	291,0	386,0	473,0	544,0	662,0	776,0	890,0
Cenajo	Volumen (hm^3)	0,0	2,2	6,3	17,5	39,4	74,9	129,2	200,8	294,7	437,0
	Superficie (ha)	0,0	129,5	149,4	244,0	406,2	587,3	780,2	1020,0	1333,0	1689,0
Talave	Volumen (hm^3)	0,0	0,1	1,1	3,7	6,9	10,6	14,8	19,5	27,0	35,0
	Superficie (ha)	0,0	97,2	113,6	147,5	172,1	199,0	221,5	241,2	265,8	280,6
Camarillas	Volumen (hm^3)	0,0	0,6	1,5	3,6	7,4	10,5	16,3	23,4	31,9	36,0
	Superficie (ha)	0,0	84,0	91,1	114,1	141,3	169,7	218,6	258,0	307,9	327,4
Alfonso XIII + Argos	Volumen (hm^3)	0,0	0,9	2,9	5,3	8,1	11,4	15,2	22,1	27,2	32,0
	Superficie (ha)	0,0	152,6	182,3	218,1	250,0	281,8	317,3	371,0	410,5	432,1
Algeciras	Volumen (hm^3)	0,0	5,0	9,9	14,9	19,8	24,8	29,7	34,7	39,6	50,0
	Superficie (ha)	0,0	27,1	54,2	81,3	108,4	135,6	162,7	189,8	216,9	244,0
Valdeinfierno + Puentes	Volumen (hm^3)	0,0	0,7	2,0	3,4	5,2	7,0	11,5	16,7	22,5	27,0
	Superficie (ha)	0,0	136,9	161,8	186,6	213,6	240,6	294,8	334,6	352,8	366,0
La Cierva	Volumen (hm^3)	0,0	0,1	0,3	0,7	1,4	2,3	3,6	5,6	8,2	11,8
	Superficie (ha)	0,0	9,8	11,6	15,1	20,2	27,3	35,9	45,2	58,7	78,7
Crevillente	Volumen (hm^3)	0,0	0,1	0,5	1,0	1,9	3,1	4,7	6,8	9,5	13,0
	Superficie (ha)	0,0	2,4	9,8	16,6	25,8	35,7	45,7	59,3	73,4	90,9
El Hondo	Volumen (hm^3)	12,0	14	14	16	16	16	16	16	16	16
	Superficie (ha)	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100
La Pedrera	Volumen (hm^3)	0,0	1,1	4,9	14,5	28,6	49,9	80,2	121,6	176,9	246,0
	Superficie (ha)	0,0	38,3	95,9	184,8	288,1	424,3	591,5	804,3	1035,0	1273,0

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Anexo VIII. Capacidad de las conducciones artificiales

Tabla 94. Caudales máximos de las conducciones artificiales introducidas en OPTIGES.

Conducción	**Caudal máximo (hm^3/mes)**
Canal post-travase margen derecha (C.P.M.D.) hasta Algeciras	26
Entrada de la presa de Algeciras	15
Salida de la presa de Algeciras	15
Canal post-travase margen derecha (C.P.M.D.), tramo Algeciras-Lorca	26
Canal post-trasvase margen derecha (C.P.M.D), tramo Lorca-Almería	18
Canal post-trasvase margen izquierda (C.P.M.I.) hasta partidor	70
Canal post-trasvase margen izquierda (C.P.M.I.), El Partidor - Sifón	70
Canal post-trasvase margen izquierda (C.P.M.I.), Sifón - Embalse La Pedrera	70
Canal post-trasvase margen izquierda (C.P.M.I.), Embalse La Pedrera - Campo Cartagena	52
Derivación desde el Sifón hacia la Vega Baja	10
Retorno del Embalse de La Pedrera	78
Toma desde el río Segura hacia la laguan de El Hondo	18
Canal desde la laguna de El Hondo hacia los Riegos de Levante	18
Canal post-trasvase margen izquierda (C.P.M.I.), El Partidor - Embalse de Crevillente	36
Canal desde el Embalse de Crevillente - Riegos de Levante	26
Túnel unión Embalse del Talave - Embalse del Cenajo	26

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CHS (2013b).

Anexo IX. Retornos de las redes de flujo creadas con OPTIGES

Tabla 95. Relación de retornos introducidos en la simulación de la DHS con OPTIGES.

Retorno	Demandas	
Cabecera del Segura	DU	Cabecera del Segura
	DR	Cabecera del Segura
Cabecera del Mundo	DR	Cabecera del Mundo
	DR	Cabecera del Mundo
Altiplano	DU	Hellín
	DU	Altiplano
	DR	Hellín
	DR	Altiplano
Afluentes	DR	Afluentes de la Margen Derecha
Cabecera Guadalentín	DU	Cabecera del Guadalentín
	DU	Lorca
	DR	Cabecera del Guadalen
Valle Guadalentín	DR	Regadío Tradicional de Lorca
	DR	Antes del Embalse de Algeciras
	DR	Después del Embalse de Algeciras
	DR	Guadalentin
	DR	ATS Y Desalado
Acuíferos de Mazarron	DR	Mazarrón-Águilas
Acuífero del Campo Cartagena	DR	Campo Cartagena Oriental
	DR	Campo Cartagena Occidental
	DR	Bombeo Campo Cartagena.
Acuíferos Noreste	DR	Acuífero del Noreste
	DR	Margen Izquierda antes Partidor
Río Mula	DR	Regadíos del Trasvase Tajo-Segura en Mula
	DR	Riego Tradicional Mula
Acuiferos Vega del Segura	DR	Regadíos del Trasvase Tajo-Segura antes Ojós
	DR	Vega Alta Superficiales
	DR	Bombeo Vegas del Segura
	DR	Vega Alta-Media-Baja Segura Superficiales
Río Segura Vega Media	DU	Potabilizadora de Sierra Espada
	DU	Potabilizadora de Campotejar
	DU	Potabilizadora de Murcia

Retorno	Demandas	
Río Segura Vega Baja	DU	Potabilizadora de La Pedrera
	DR	Vega Baja Superficiales
	DR	Zona de Riego de La Pedrera
	DR	Vega Baja Superficiales y Riegos de Levante de la Margen Derecha
Incorporada en otras demandas	DU	Taibilla
Fuera de la DHS	DR	Riegos de Levante de la Margen Izquierda
	DU	Torrealta
	DU	Abastecimiento en Almería
	DR	Regadío Almería

Fuente: elaboración propia.

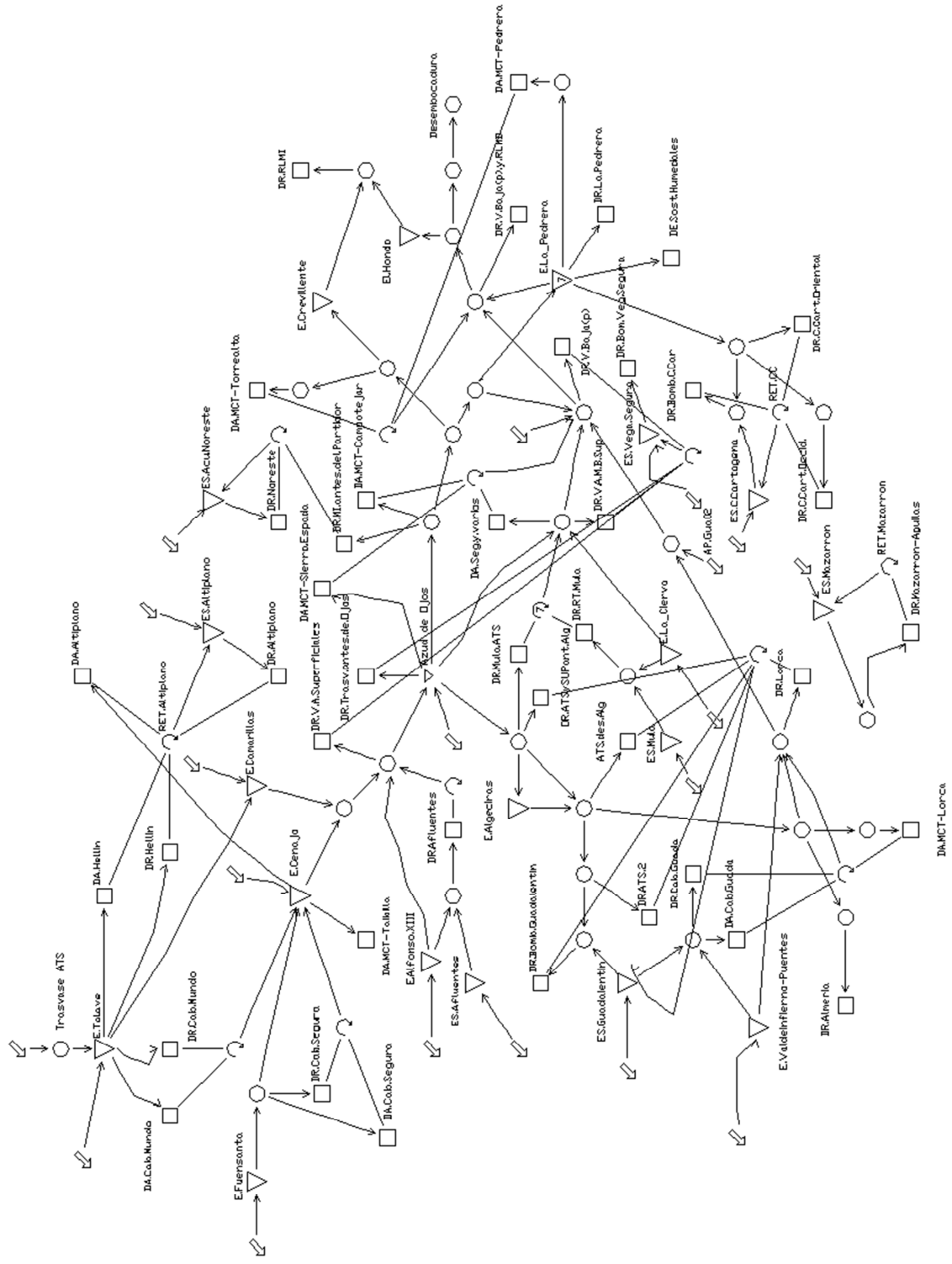
Anexo X. Representación gráfica de las redes de flujo creadas con OPTIGES

1. **Escenario del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura en el año 1998.**

2. **Escenario del estado actual (2010).**

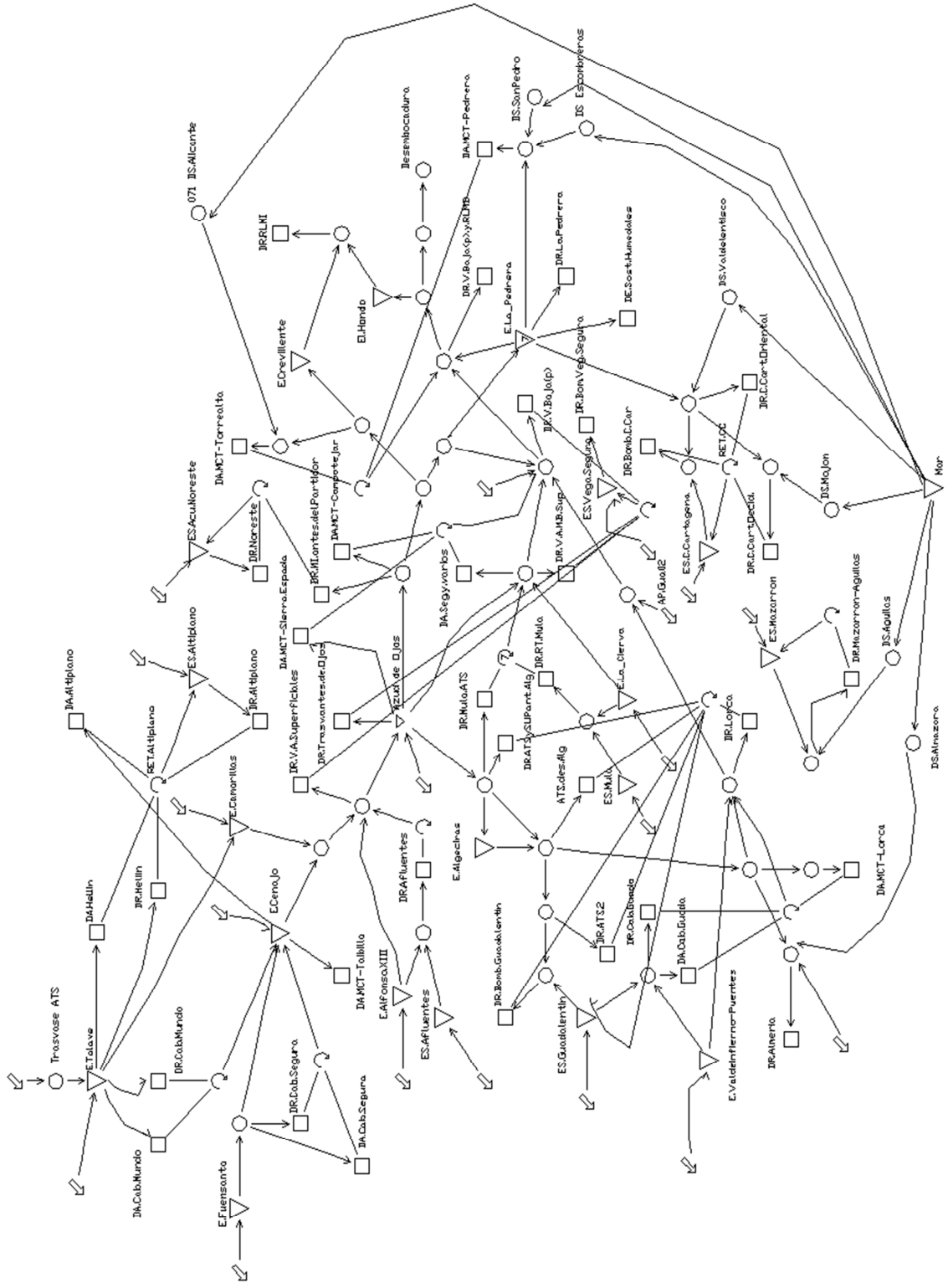
3. **Escenario a corto (2015) y a largo plazo (2027).**

Figura 101. Escenario del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura en el año 1998.



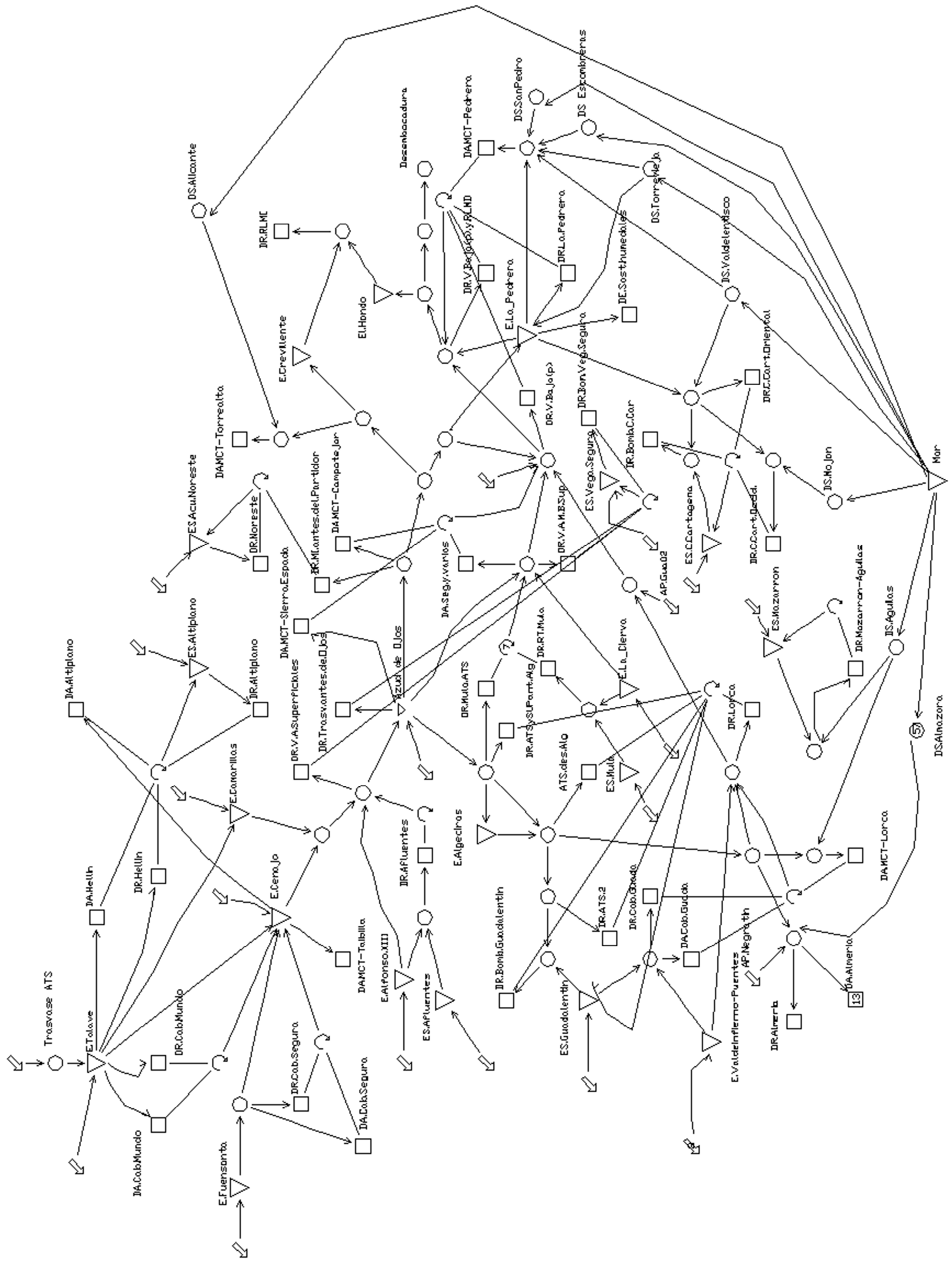
Fuente: elaboración propia.

Figura 102. Escenario del estado actual (2010).



Fuente: elaboración propia

Figura 103. Escenario a corto (2015) y a largo plazo (2027).



Fuente: elaboración propia