



Instituto Geológico y Minero de España

Instituto del Agua
Departamento de Geodinámica
Universidad de Granada

TESIS DOCTORAL

ANÁLISIS INTEGRADO Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN DE ACUÍFEROS EN ZONAS SEMIÁRIDAS

Aplicación al caso de estudio del Altiplano (Murcia, SE España)

José Luis Molina González

GRANADA, 2009

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: José Luis Molina González
D.L.: GR. 2598-2009
ISBN: 978-84-692-3851-6



Instituto Geológico y Minero de España.



Instituto del Agua
Departamento de Geodinámica
Universidad de Granada

ANÁLISIS INTEGRADO Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN DE ACUÍFEROS EN ZONAS SEMIÁRIDAS

Aplicación al caso de estudio del Altiplano (Murcia, SE España)

INTEGRATED AQUIFERS MANAGEMENT IN SEMIARID REGIONS

Altiplano water system case study (Murcia, SE Spain)

Tesis Doctoral que presenta
José Luis Molina González

Dirigida por los doctores
JOSÉ LUIS GARCÍA ARÓSTEGUI JOSÉ BENAVENTE HERRERA

GRANADA, 2009

El trabajo que se presenta en esta memoria surge por dos motivos principales. Uno de ellos es el desarrollo de la formación investigadora de su autor en el campo de la Hidrogeología y, el otro, cumplir con el requisito de la elaboración de una Tesis Doctoral, para la obtención del grado de doctor dentro del Programa de Formación de Jóvenes Investigadores del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y del programa de doctorado “Ciencias y Tecnología del Medio Ambiente” perteneciente a la Universidad de Granada. Adicionalmente se opta a la mención de «Doctor europeus», por lo cual parte de este informe (las conclusiones y resumen de la tesis) aparece escrita en inglés.

Esta Tesis Doctoral ha sido realizada principalmente en la Oficina de proyectos del IGME en Murcia, en donde su autor es becario del Programa Nacional de Formación de Jóvenes Investigadores desde el 1 de Enero de 2006 al 31 de Diciembre de 2009. Además, el doctorando es miembro del grupo de investigación “Recursos Hídricos” de la Universidad de Granada del Plan Andaluz de Investigación de la Junta de Andalucía (RNM126).

Durante el curso académico 2007-2008, el doctorando realizó una estancia de tres meses en el “Oxford Centre for Water Research” de la Universidad de Oxford, bajo la tutela del investigador Dr. John Bromley, para complementar su formación investigadora y cumplir uno de los requisitos para la obtención de la mención «Doctor europeus». Dicha estancia fue financiada por los programas de movilidad de personal investigador en formación de la Universidad de Granada y del IGME. Durante el curso 2008-2009 el autor ha realizado otra estancia de tres meses, financiada por el IGME, en el departamento de “Land, Water and Air” de la Universidad de California-Davis bajo la tutela del Dr. Miguel Ángel Mariño, para complementar su formación investigadora.

A mis padres,
a mis hermanas,
y a Marta

Agradecimientos

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que, de una u otra manera, han contribuido a que este trabajo de investigación sea una realidad.

A mi director, José Luis García-Aróstegui, por confiar en mi desde el principio, por el gran esfuerzo de dirección realizado, por permitirme aprender de su conocimiento y sobre todo, por convertirse en un amigo de verdad.

A mi otro director, Pepe Benavente, por darme la oportunidad de andentrarme en el mundo de la investigación, por todo su apoyo durante la fase de realización de la Tesis, y por la experiencia vivida durante nuestros viajes.

Al jefe de la oficina de proyectos del IGME en Murcia, Ramón Aragón, por apoyarme desde mi llegada a Murcia y por facilitarme un ambiente de trabajo en el cual poder desarrollar esta Tesis Doctoral. A todos los miembros de la oficina del IGME en Murcia, Jorge, Pepe y Clemente, por todo este inolvidable tiempo a su lado y por llegar a ser unos excelentes amigos.

A John Bromley, por permitirme trabajar con él en la Universidad de Oxford, por su ayuda durante una fase decisiva del desarrollo del trabajo y por abrirme las puertas de su casa. A Miguel Ángel Mariño, por permitirme trabajar con él en la Universidad de California-Davis y poder aprender de su larga y fructífera experiencia. Espero que pronto esté a pleno rendimiento. A Raziye Farmani por su fructífera colaboración en algunos temas importantes del trabajo y por su gran acogida en la Universidad de Exeter. A los miembros del Servicio Geológico de Dinamarca, Hans y Per, por permitirme aprender de su experiencia y por el trabajo conjunto realizado en algunas fases de la Tesis.

A Juan Antonio López Geta, por todo su apoyo durante las fases más controvertidas del estudio. A África de la Hera, por permitirme trabajar con ella y dentro de las actividades del proyecto NeWater. A Consuelo Varela y Javier Calatrava, por su asesoramiento en los temas agroeconómicos, que han sido una parte esencial del estudio.

Por su colaboración institucional al Instituto Geológico y Minero de España, al apostar decididamente por esta línea de investigación y por el inestimable esfuerzo realizado al ser la fuente de financiación para llevarla a cabo. A la Universidad de Granada, por su ayuda para facilitar la movilidad durante este periodo predoctoral.

A todos los grupos involucrados en la problemática del área de estudio, especialmente a la Confederación Hidrográfica del Segura y a la Comunidad de Regantes de la Hoya del Mollidar, por su inestimable ayuda como fuente de información básica, así como por su participación activa.

A mis padres, hermanas y cuñados, por su continuo apoyo durante estos cuatro intensos años, y por comprender perfectamente mis periodos de ausencia y de distancia.

A Marta, por ser mi soporte durante la elaboración de esta Tesis Doctoral, por todo lo vivido durante este largo y no siempre fácil periodo de tiempo; sin ella no hubiera sido posible.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	XIX
SUMMARY.....	XXI
CAPÍTULO 1.- INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 2. LA GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (IWRM).....	5
CAPÍTULO 3. ESTRATEGIAS DE GESTIÓN DE ACUÍFEROS	23
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS INTEGRADO DE LA GESTIÓN DE ACUÍFEROS.....	65
CAPÍTULO 5. ÁREA DE ESTUDIO	71
CAPÍTULO 6. DESARROLLO DE ESTUDIOS SECTORIALES.....	95
CAPÍTULO 7. CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE SOPORTE A LA DECISIÓN (SSD).....	197
CAPÍTULO 8. SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN HÍDRICA	219
CAPÍTULO 9.- CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS.....	241
CONCLUSIONS.....	245
REFERENCIAS	249

INDICE DETALLADO

RESUMEN.....	XIX
SUMMARY	XXI
CAPÍTULO 1.- INTRODUCCIÓN	1
1.1 Presentación.....	1
1.2 Motivación de la investigación y objetivos.....	1
1.3 Metodología	3
1.4 Estructura del documento	3
CAPÍTULO 2. LA GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (IWRM).	5
2.1 Aspectos generales.....	5
2.2. Análisis integrado de la gestión del agua (IRWM).....	6
2.3 La Directiva Marco del Agua.....	7
2.4 Herramientas y técnicas	12
2.5 Redes Bayesianas (Bayesian Networks, BNs)	13
2.6 Redes Bayesianas Orientadas a Objetos (Object-Oriented Bayesian Networks, OOBNs).....	15
2.7 Optimización Multiobjetivo Evolutiva (Evolutionary Multiobjective Optimization, EMO).....	20
2.8 Análisis Multicriterio (Multicriteria Decision Analysis, MCDA)	21
CAPÍTULO 3. ESTRATEGIAS DE GESTIÓN DE ACUÍFEROS.....	23
3.1 Introducción	23
3.1.1 Peculiaridades en la gestión del agua subterránea.....	24
3.1.2 Objetivos generales de la gestión del agua subterránea.....	25
3.1.3 Gestión y niveles de desarrollo del agua subterránea	26
3.2 El agua subterránea en la Planificación Hidrológica.....	27
3.2.1 Elementos básicos para la planificación de los recursos de agua subterránea.....	28
3.3 Herramientas de gestión.....	30

3.3.1 Herramientas legislativas	32
3.3.1.1 Aspectos generales	32
3.3.1.2 Elementos de la legislación moderna sobre agua subterránea	34
3.3.1.3 Implementación de la legislación	36
3.3.1.4 Derechos de extracción del agua subterránea	36
3.3.2 Instrumentos institucionales	37
3.3.3 Instrumentos económicos	38
3.3.3.1 Aspectos generales	38
3.3.3.2 Métodos de valoración del recurso hídrico	40
3.3.3.3 Tipos de instrumentos económicos	41
3.3.4 Herramientas técnicas (Control o monitorización del recurso)	44
3.3.4.1 Programa de control de nivel piezométrico	45
3.3.4.2 Programa de vigilancia	46
3.3.4.3 Programa operacional	46
3.3.5 Participación de los grupos de interés (Stakeholder's involvement)	48
3.3.6 Utilización de agua subterránea no renovable. Explotación de reservas	50
3.3.6.1 Caso de España	52
3.3.7 Gestión de la oferta con recursos hídricos no convencionales	54
3.4 Protección de la calidad del agua subterránea y ecosistemas asociados.....	59
3.4.1 Introducción	59
3.4.2 Amenazas naturales a la calidad	61
3.4.3 Ecosistemas dependientes del agua subterránea	63
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS INTEGRADO DE LA GESTIÓN DE ACUÍFEROS	65
4.1 Fase 1: Identificación y conceptualización de la problemática hídrica	65
4.2 Fase 2: Desarrollo de estudios sectoriales	65
4.3 Fase 3: Construcción del Sistema de Soporte a la Decisión (SSD)	67

4.3.1 Elección de la técnica	67
4.3.2 Tratamiento de datos	67
4.3.3 Etapas de construcción	67
4.4 Fase 4: Simulación de escenarios de gestión	68
4.5 Fase 5: Resultados y Conclusiones.....	68
CAPÍTULO 5. ÁREA DE ESTUDIO	71
5.1 Marco geográfico.....	71
5.2 Hidrometeorología	72
5.3 Marco geológico.....	77
5.4 Marco hidrológico, usos y demandas de agua	81
5.4.1 Sistema hidrológico.....	81
5.4.2 Usos y demandas del agua subterránea	83
5.5 Marco socioeconómico	85
5.6 Problemática hídrica del Altiplano de Murcia	87
5.6.1 Orígenes del bombeo intensivo en los acuíferos del Altiplano de Murcia	87
5.6.2 Principales infraestructuras hidráulicas de la zona.....	88
5.6.3 Repercusiones de la nueva Ley de Aguas de 1985.....	92
5.6.4 Situación actual y perspectivas de la gestión hídrica en el Altiplano de Murcia.....	93
CAPÍTULO 6. DESARROLLO DE ESTUDIOS SECTORIALES.....	95
6.1. Análisis hidrogeológico	95
6.1.1 Antecedentes y documentos consultados	95
6.1.2 Inventario de puntos de agua y evaluación de la explotación por bombeo.....	99
6.1.3 Análisis piezométrico	114
6.1.4 Cálculo de la recarga y balance hídrico del sistema	126
6.1.5 Calidad de las aguas subterráneas	131
6.2 Modelo de flujo subterráneo del acuífero Serral-Salinas	147

6.2.1	Introducción	148
6.2.2	Definición y descripción del modelo de flujo.....	150
6.2.3	Modelos calibrados	153
6.2.3.1	Régimen estacionario	153
6.2.3.2	Régimen transitorio	155
6.2.4	Limitaciones del modelo	164
6.2.5	Diseño y simulación de escenarios.....	164
6.2.6	Conclusiones y recomendaciones del modelo	170
6.3	Aspectos ambientales del área de estudio.....	172
6.4	Análisis agroeconómico	174
6.4.1	Introducción	174
6.4.2	Aspectos generales de las entidades de riego	175
6.4.3	Análisis de tipología de las explotaciones.....	177
6.4.4	Usos y demandas hídricas para la agricultura. Tipos de cultivos.....	184
6.4.5	Agrupación de cultivos.....	187
6.4.6	Análisis de Costes de los servicios relacionados con el agua subterránea.....	188
6.4.7	Contabilidad de la producción agrícola.....	190
6.4.7.2	Análisis de ingresos.....	193
6.4.7.3	Análisis de la rentabilidad agrícola.....	195
CAPÍTULO 7.	CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE SOPORTE A LA DECISIÓN (SSD).....	197
7.1	Identificación y definición de impactos generados por la explotación intensiva en el caso de estudio	197
7.2	Participación activa de grupos de interés (Stakeholders).....	200
7.3	Definición de las variables del SSD.....	201
7.4	Estructura general del SSD y estados de las variables.....	204
7.4.1	Parte Hidrológica.....	207
7.4.2	Parte socioeconómica	208

7.5 Distribuciones de probabilidad.....	216
CAPÍTULO 8. SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN HÍDRICA	219
8.1 Planteamiento de escenarios.....	219
8.1.1 Primer escenario: Condiciones actuales (Business As Usual, BAU)	219
8.1.2 Segundo escenario: Intervenciones de gestión hídrica individuales.....	219
8.1.3 Tercer escenario: Equilibrio en los balances hídricos	221
8.2 Aplicación del Análisis Multicriterio a los escenarios propuestos	222
8.3 Resultados.....	226
8.3.1 Resultados probabilísticos (estocásticos)	226
8.3.1.1 Primer escenario: “Bussines As Usual”, BAU	226
8.3.1.2 Segundo escenario: Intervenciones de gestión hídrica individuales. (“Individual Water Management Interventions”, IWMA).....	228
8.3.1.3 Tercer escenario: “Water Balance Equilibrium” (WBE).....	228
8.3.2 Resultados numéricos (Determinísticos).....	231
8.4 Aplicación de la Optimización Multiobjetivo Evolutiva.....	236
CAPÍTULO 9.- CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS.....	241
9.1 Conclusiones sobre el paradigma IRWM y la metodología.....	242
9.2 Conclusiones sobre la problemática del caso de estudio.....	242
9.3 Conclusiones sobre el diseño y simulación de escenarios futuros de gestión del agua	243
9.4 Consideraciones finales y líneas futuras de investigación.....	244
CONCLUSIONS	245
Conclusions related to IRWM paradigm and methodology	246
Conclusions related to the case study	246
Conclusions related to the design and simulation of water management scenarios.....	247
Final conclusions and future research lines	248
REFERENCIAS.....	249

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Ciclo del proceso de planificación hidrológica.....	9
Figura 2.2 Plazos del proceso de planificación hidrológica 2007-2027	10
Figura 2.3 Ejemplo de Red Bayesiana y de Tabla de Probabilidad Condicional (CPT).....	14
Figura 2.4. Principales características de una OOBN. Fuente: elaboración propia	19
Figura 2.5 Ejemplo de aplicación “time slicing” para un problema de propagación de una enfermedad. Fuente: Kjærulff (2004).....	19
Figura 2.6 Ejemplo de una aplicación “organizacional” básica de OOBN para el análisis integrado de la gestión del agua subterránea.....	20
Figura 3.1 Niveles de desarrollo del agua subterránea.....	27
Figura 3.2 Representación esquemática de una situación sin planificación hidrológica y de otra situación con planificación donde se definen de antemano escenarios de gestión hídrica30	
Figura 3.3 Proceso general para la elaboración de un programa de monitorización para una o varias MASs	45
Figura 4.1. Representación esquemática de la metodología global de trabajo empleada en la elaboración de la presente Tesis Doctoral.....	69
Figura 5.1. Localización del área de estudio.....	72
Figura 5.2. Evolución temporal de Precipitación anual en la estación de INM 7150 Abarán Sierra de la Pila (Murcia)	75
Figura 5.3. Evolución temporal de Precipitación mensual y Temperatura media mensual en la estación de INM 7150 Abarán Sierra de la Pila (Murcia).....	76
Figura 5.4. Mapa geológico de la zona de estudio (base del Mapa Geológico Nacional a escala 1:200000), con indicación de los acuíferos estudiados	80
Figura 5.5. Principales masas de agua subterránea relacionadas con el área de estudio	82
Figura 5.6. Unidades de demanda agraria relacionadas con los acuíferos de la zona de estudio	84
Figura 5.7. Evolución de la población de hecho (1990-2001)	86
Figura 5.8. Curva de volúmenes acumulados anuales trasvasados durante la serie temporal de explotación del TTS	91
Figura 5.9. Esquema de posibilidades de inscripción de los derechos de agua	92

Figura 5.10. Principales infraestructuras hidráulicas relacionadas con el sureste de España y la zona de estudio	94
Figura 6.1. Mapa hidrogeológico de leyenda única e inventario de puntos de agua de la MAS Serral-Salinas	103
Figura 6.2. Evolución histórica de la explotación de agua subterránea de la MAS Serral-Salinas	106
Figura 6.3. Comparación entre caudales anuales bombeados y número de sondeos activos de la MAS Serral-Salinas	106
Figura 6.4. Bombeo histórico total de la MAS Serral-Salinas	107
Figura 6.5. Explotación por bombeo media del periodo 2000/2001 – 2004/2005	107
Figura 6.6. Reconstrucción de la explotación de aguas subterráneas en los diferentes sectores de la MAS Serral-Salinas Periodo 1956/57-2005/06	108
Figura 6.7. Mapa hidrogeológico de leyenda única e inventario de puntos de las MAS Ascoy-Sopalmo, y El Cantal y Viña Pí.....	111
Figura 6.8. Explotación por bombeo comparativa en las cuatro MASs del sistema hídrico	113
Figura 6.9. Mapas piezométricos de la MAS Serral-Salinas en distintas fechas. Según (IGME, 1982a)	116
Figura 6.10. Isopiezas de noviembre de 1980 (en negro; según IGME 1982a) y propuesta de nuevo trazado (en azul) con indicación de límites y sectores (en rojo)	117
Figura 6.11. Isopiezas de octubre de 2006. Nota: en el sector oriental las escasas diferencias de nivel piezométrico y los propios errores de nivelación no permiten trazar isopiezas	118
Figura 6.12. Evoluciones piezométricas representativas de la MAS Serral-Salinas.....	119
Figura 6.13. Puntos de control piezométrico en la MAS Ascoy-Sopalmo y MAS El Cantal y Viña-Pí y evoluciones de niveles en el acuífero “Ascoy-Sopalmo” y “El Cantal”	121
Figura 6.14. Evoluciones piezométricas en puntos de control representativos de la MAS Ascoy-Sopalmo	122
Figura 6.15. Evolución piezométrica del sondeo “ EL Cantal”	122
Figura 6.16 Evoluciones piezométricas de los distintos sectores de la antigua UH Jumilla-Villena	123
Figura 6.17. Mapa de isopiezas en el acuífero Jumilla-Villena (Diciembre 2005). Fuente: CHS (2007a)	124

Figura 6.18. Evoluciones piezométricas de los distintos sectores de la MAS Cingla.....	125
Figura 6.19. Evolución piezométrica comparativa de los acuíferos del estudio desde el año 1980/1981. Piezómetros: Serral-Salinas (a) 273420002 “Casa Castellanos”; Serral-Salinas (b) 273380003 “La Mina”; Cingla 263340005; Ascoy-Sopalmo 263470014; Jumilla-Villena 26344005	126
Figura 6.20. Resultados del modelo de balance en su aplicación al acuífero piloto del “Cantal”: comparación entre niveles calculados por el modelo y observados.....	128
Figura 6.21. Resultados del modelo de balance en la MAS Serral-Salinas: valores medios anuales de los años 1949/1950-2003/2004.....	130
Figura 6.22. Recarga anual ($\text{hm}^3/\text{año}$) en la MAS Serral-Salinas. Periodo 1966/67-2003/2004	130
Figura 6.23. Red de puntos de muestreo de calidad de la MAS Serral-Salinas	134
Figura 6.24. Daiagrama de Piper de la MAS Serral-Salinas	135
Figura 6.25. Diagrama de Schoeller de la MAS Serral-Salinas	135
Figura 6.26. Relaciones iónicas estudiadas en el sector occidental	136
Figura 6.27. Relaciones oxígeno-18 y deuterio.....	137
Figura 6.28. Puntos de agua muestreados para el estudio hidroquímico	140
Figura 6.29. Representación de diagramas de Stiff en el acuífero Ascoy-Sopalmo	141
Figura 6.30. Contexto hidrogeológico del diapiro salino de la Rosa y de los sondeos muestreados “Pozo Salino” y “Casa de los Conejos”	141
Figura 6.31. Evolución de la conductividad en el sondeo 263470001.....	142
Figura 6.32. Evolución de la conductividad en el sonde 263480018.....	142
Figura 6.33. Diagrama de Piper de los puntos muestreados del acuífero Ascoy-Sopalmo....	143
Figura 6.34. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de los puntos muestreados del acuífero Ascoy-Sopalmo.....	144
Figura 6.35. Clasificación del agua del acuífero Ascoy-Sopalmo en cuanto a la aptitud para riego.....	145
Figura 6.36. Relación iónica $r\text{Mg}/r\text{Ca}$ en las muestras analizadas.....	146
Figura 6.37. Relación iónica $r\text{Cl}/r\text{HCO}_3$ en las muestras analizadas	146

Figura 6.38. Relación iónica rCl/rNa , en las muestras analizadas	147
Figura 6.39. Asignación de capas del modelo de flujo	150
Figura 6.40. Límite, discretización espacial y ubicación de los puntos de observación considerados	151
Figura 6.41. Explotación por bombeo considerada en el modelo de flujo (vista de la capa 11)	153
Figura 6.42. Isopiezas en régimen estacionario en el sector centro-occidental. Los niveles piezométricos son equivalentes en la capa nº 13 correspondiente al Cretácico inferior (C3) captado en la Hoya del Mollidar, y en la capa nº11 del Cretácico Superior (C5; tramo acuífero principal)	154
Figura 6.43. Isopiezas en régimen estacionario en el sector oriental. Vista de la capa 16 (Jurásico de Salinas), con valores equivalentes al Mioceno	155
Figura 6.44. Niveles observados versus calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en un punto de control representativo del tramo Mioceno: 273380038	157
Figura 6.45. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos del tramo Mioceno	157
Figura 6.46. Niveles observados versus calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en un punto de control representativo del tramo Jurásico de Salinas: 273380003	158
Figura 6.47. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos del tramo Jurásico	158
Figura 6.48. Niveles observados versus calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en un punto de control representativo del tramo Cretácico (sector Serral-Pinoso): 273420002	159
Figura 6.49. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos del tramo Cretácico (C3 y C5)	159
Figura 6.50. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5)	160
Figura 6.51. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo oct-1995 (día 14.000 aprox.) a septiembre de 2006 en	

los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5)	160
Figura 6.52. Isopiezas del tramo acuífero Mioceno (capa 4; día: 18.000; 30/09/ 2006).....	161
Figura 6.53. Isopiezas del tramo acuífero Jurásico de Salinas (capa 16; día: 18.000; 30/09/ 2006).....	161
Figura 6.54. Isopiezas del tramo acuífero Cretácico superior C5 (capa 11; día: 18.000; 30/09/ 2006).....	162
Figura 6.55. Isopiezas del tramo acuífero Cretácico inferior C3 (capa 13; día: 18.000; 30/09/ 2006).....	162
Figura 6.56. Evolución temporal de los componentes implicados en el balance hídrico del acuífero (valores acumulados y representación del periodo 1956/57-2005/06)	163
Figura 6.57. Evolución temporal de la descarga por manantial y bombeos (m ³ /día).....	163
Figura 6.58. Evolución de niveles piezométricos hasta el año 2027 según previsión de la simulación 1 (continuación con el bombeo actual), para los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5).....	168
Figura 6.59. Evolución temporal de los componentes implicados en el balance hídrico del acuífero en la Simulación 2 (valores acumulados y representación del periodo 1956/57- 2026/27)	168
Figura 6.60. Evolución de niveles piezométricos hasta el año 2027 según previsión de la simulación 2 (ajustar los recursos a la explotación por bombeo), para los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5).....	169
Figura 6.61. Evolución temporal de los componentes implicados en el balance hídrico del acuífero en la Simulación 2 (valores acumulados y representación del periodo 1956/57- 2026/27)	169
Figura 6.62 Laguna de Salinas en el verano de los años 1954 (izquierda) y 2005 (derecha)	173
Figura 6.63. Localización geográfica de las comarcas agrarias del Nordeste y Río Segura..	178
Figura 6.64. Tipología de las explotaciones en la comarca del Nordeste	181
Figura 6.65. Tipología de las explotaciones en la comarca del Río Segura.....	183
Figura 6.66. Distribución neta de cultivos (ha) versus demanda hídrica neta de cultivos (hm ³ /año).....	186
Figura 6.67. Análisis de costes de producción agrícola, según metodología del MAPA	192

Figura 6.68. Proporción de costes variables y costes fijos de los grupos de cultivos analizados, según metodología de la AMOPA	192
Figura 6.69. Análisis de costes de producción agrícola de los grupos de cultivo analizados según metodología de la AMOPA	193
Figura 6.70. Rendimiento medio de los grupos de cultivos estudiados	194
Figura 6.71. Ingreso medio de los grupos de cultivos analizados (periodo 2002-2006).....	194
Figura 6.72. Rentabilidad agrícola de los grupos de cultivos, expresada como Margen Neto y Beneficio Neto.....	195
Figura 7.1. Esquema de la metodología seguida durante esta investigación relacionada con la aplicación de técnicas integradas y participativas para el análisis de la gestión hídrica.....	198
Figura 7.2. Estructura lógica del SSD	204
Figura 7.3. Esquema general del SSD.....	205
Figura 7.4. Estructura de la redes bayesianas diseñadas para cada acuífero (versión completa). (1) Parte Hidrológica (2) Parte Socioeconómica. Nota: Traducción y criterio de colores incluidos en la tabla 7.3.....	206
Figura 7.5. Red final que describe el comportamiento socioeconómico de todo el sistema..	207
Figura 7.6. Parte hidrológica de la Red Bayesiana de cada acuífero	207
Figura 7.7. Parte socioeconómica de la Red Bayesiana de cada acuífero.....	210
Figura 7.8. Funciones de probabilidad de algunas variables de la red del acuífero Ascoy-Sopalmo.....	216
Figura 8.1. Resultados obtenidos en forma de valores ponderados para cada intervención de gestión hídrica	224
Figura 8.2. Ejemplo de simulación en una Red Bayesiana diseñada para cada acuífero bajo condiciones actuales (acuífero Serral-Salinas y su zona de regadío relacionada)	227
Figura 8.3. Red Bayesiana Orientada a Objetos que describe el comportamiento general del sistema bajo condiciones actuales	228
Figura 8.4 Valores numéricos de los impactos en la variable beneficio agrario neto “Agricultural Net Profit”	233
Figura 8.5 Valores numéricos de los impactos en la variable renta total “Total Income”	233
Figura 8.6 Valores numéricos de los impactos en la variable número de empleos agrarios “Number of Agricultural Employments”	234

Figura 8.7. Procedimiento de la aplicación de la técnica de Optimización Multiobjetivo 237

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Estructura de la Memoria de Tesis Doctoral.....	4
Tabla 2.1 Principales fases y acciones a llevar a cabo del proceso de planificación hidrológica de la DMA.....	8
Tabla 2.2 Equivalencia de conceptos relacionados con OOP, OOBNs y BNs convencionales	18
Tabla 3.1. Niveles de aplicación de las herramientas de gestión de acuíferos para cada etapa específica de desarrollo del agua subterránea. Nota: Los niveles de desarrollo vienen especificados en la figura 3.1	31
Tabla 3.2. Niveles progresivos de regulación de los recursos de agua subterránea.....	34
Tabla 3.3. Tipos de costes relacionados con los servicios del agua subterránea	39
Tabla 3.4. Compuestos presentes en el agua subterránea en función del uso de la tierra.....	46
Tabla 3.5. Compuestos presentes en el agua subterránea en función de la actividad y uso del agua	47
Tabla 3.6. Frecuencia de realización del programa de vigilancia y operacional en función del tipo de acuífero.....	47
Tabla 5.1. Estaciones pluviométricas (P) y termométricas (T) existentes en el área de estudio	73
Tabla 5.2. Equivalencia entre antiguas U.H y nuevas MASs del área de estudio.....	83
Tabla 5.3. Demandas hídricas relacionadas total o parcialmente con los acuíferos de la zona de estudio.....	85
Tabla 5.4. Destino y usos de las aguas subterráneas de los acuíferos estudiados.....	85
Tabla 5.5. Aplicación de los recursos trasvasados para regadío	90
Tabla 6.1. Principales puntos de inventario y captaciones relacionadas agrupadas	104
Tabla 6.2. Captaciones de agua subterránea de la MAS Serral-Salinas en las que se efectuado la reconstrucción de la explotación por bombeo	105
Tabla 6.3. Usuarios de agua subterránea de la MAS“Ascoy-Sopalmo” y sus sondeos asociados	110
Tabla 6.4. Explotación actual estimada de la MAS Ascoy-Sopalmo para el año 2006.....	112

Tabla 6.5. Evolución de la explotación en la MAS Ascoy-Sopalmo.....	113
Tabla 6.6. Puntos de control de la MAS Ascoy-Sopalmo.....	120
Tabla 6.7. Parámetros utilizados en el modelo de evaluación de la recarga de la MAS Serral-Salinas	129
Tabla 6.8. Balance hídrico de las MASs del estudio.....	131
Tabla 6.9. Puntos de agua muestreados para el estudio hidroquímico de la MAS Serral-Salinas	133
Tabla 6.10. Valores estadísticos básicos.....	135
Tabla 6.11. Relaciones iónicas estudiadas en el sector occidental.....	136
Tabla 6.12. Relaciones iónicas estudiadas en el sector oriental.....	136
Tabla 6.13. Puntos muestreados.....	139
Tabla 6.14. Permeabilidades calibradas en el modelo de flujo	152
Tabla 6.15. Parámetros de almacenamiento calibrados en el modelo de flujo	152
Tabla 6.16. Explotación por bombeo y otros conceptos considerados en las simulaciones realizadas.....	166
Tabla 6.17. Estado de los sondeos activos actualmente y previsiones de descensos y vidas útiles en los horizontes 2015 y 2027	167
Tabla 6.18. Entidades de riego de la zona estudiada que extraen recursos de las masas del estudio	176
Tabla 6.19. Principales variables encuestadas en las entidades de riego.....	177
Tabla 6.20. Superficie total (ST), superficie agraria útil (SAU) y número de explotaciones por estratos de tamaño. Análisis a nivel de la Región de Murcia.....	178
Tabla 6.21. Superficie total (ST), superficie agraria útil (SAU) y número de explotaciones por estratos de tamaño en la Comarca agraria del “Nordeste” de Murcia.....	179
Tabla 6.22. Porcentaje de explotaciones, de superficie agraria útil por estratos de tamaño reducidos en la comarca agraria del Nordeste.....	180
Tabla 6.23. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Abanilla y en la comarca del Nordeste.....	180

Tabla 6.24. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Yecla y en la comarca del Nordeste	180
Tabla 6.25. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Fortuna y en la comarca del Nordeste	180
Tabla 6.26. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Jumilla y en la comarca del Nordeste.....	180
Tabla 6.27. Explotaciones tipo seleccionadas en las CC.RR pertenecientes a la comarca del Nordeste	180
Tabla 6.28. Superficie total (ST), superficie agraria útil (SAU) y número de explotaciones por estratos de tamaño en la Comarca agraria del “Río Segura” de Murcia	182
Tabla 6.29. Porcentaje de explotaciones, de superficie agraria útil por estratos de tamaño reducidos en la comarca agraria del Río Segura	182
Tabla 6.30. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Abarán y en la comarca del Río Segura	182
Tabla 6.31. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Cieza y en la comarca del Río Segura.....	183
Tabla 6.32. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Molina de Segura y en la comarca del Río Segura	183
Tabla 6.33. Explotaciones tipo seleccionadas en las CC.RR pertenecientes a la Comarca del Río Segura.....	183
Tabla 6.34. Análisis de cultivos y demandas hídricas para cada Unidad de Demanda Agraria (UDA) de la Cuenca del Segura, que es regada total o parcialmente con agua de las 4 de masas de agua estudiadas	185
Tabla 6.35. Distribución de los cultivos en los municipios del Jumilla, Yecla, Abanilla y Fortuna	187
Tabla 6.36. Distribución de los cultivos en los municipios del Abarán, Cieza y Molina de Segura.....	187
Tabla 6.37. Principales datos y distribución de cultivos de las explotaciones tipo.....	188
Tabla 6.38. Costes financieros de los servicios del agua subterránea. Fuente: WATECO (2003)	188
Tabla 6.39. Costes de los servicios de extracción de aguas subterráneas por cuenca. Máximos, mínimos y medias ponderadas por m ³ . Fuente: (MIMAM, 2007)	189

Tabla 6.40. Características generales de la utilización del agua subterránea por parte de las entidades de riego.....	190
Tabla 6.41. Rendimientos, costes y márgenes de los cultivos en Euros por hectárea (Metodología de Costes del MAPA).....	196
Tabla 7.1. Identificación de aspectos e impactos principales ocasionados por el uso intensivo de las aguas subterráneas.....	199
Tabla 7.2. Grupos de interés (Stakeholders) implicados en el estudio	201
Tabla 7.3. Lista extendida de las principales variables incluidas en el SSD. (*)Variables padre que representan intervenciones de gestión hídrica.....	203
Tabla 7.4. Estados de la variable distribución de cultivos “Crop Distribution”	208
Tabla 7.5. Estados de la variable costes variables “Variable Costs”	209
Tabla 7.6. Estados de la variable tendencia del mercado “Market Trend”	209
Tabla 7.7. Estados de la variable beneficio agrario neto “Agricultural Net profit”	209
Tabla 7.8. Estados de la variable número total de empleos agrícolas “Total Number of Agricultural Employments”	209
Tabla 7.9. Cultivos y grupos de cultivos considerados para el modelo	211
Tabla 7.10. Asociaciones de cultivos	211
Tabla 7.11. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Serral-Salinas	213
Tabla 7.12. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Jumilla-Villena.....	213
Tabla 7.13. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Cingla	213
Tabla 7.14. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Ascay-Sopalmo	213
Tabla 7.15. Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Serral-Salinas.....	214
Tabla 7.16. Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Jumilla-Villena	214
Tabla 7.17. Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Cingla.....	214

Tabla 7.18. . Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Ascoy-Sopalmo.....	214
Tabla 7.19. Unidad de trabajo año por hectárea y año. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Serral-Salinas	215
Tabla 7.20. Unidad de trabajo año por hectárea. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Jumilla-Villena ...	215
Tabla 7.21. Unidad de trabajo año por hectárea. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Cingla.....	215
Tabla 7.22. Unidad de trabajo año por hectárea. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Ascoy-Sopalmo ..	215
Tabla 7.23. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable costes variables “Variable Costs”.....	217
Tabla 7.24. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable tendencia del mercado “Market Trend”	217
Tabla 7.25. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable número total de empleos agrarios “Total Number of Agricultural Employments” (Subnetwork Serral-Salinas)	217
Tabla 7.26. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable distribución de cultivos “Crop Distribution” (Subnetwork Serral-Salinas).....	217
Tabla 8.1. Escenarios e intervenciones de gestión hídrica propuestas y evaluadas	222
Tabla 8.2. Criterios y sus pesos.....	223
Tabla 8.3. Valor asignado a cada intervención de gestión hídrica.....	224
Tabla 8.4. Resultados numéricos de la aplicación de Análisis Multicriterio	225
Tabla 8.5. Resultados probabilísticos de la situación de los escenarios de gestión hídrica ...	230
Tabla 8.6. Ejemplo de una variable hipotética	231
Tabla 8.7 Análisis Coste-Beneficio de los tres escenarios propuestos	235
Tabla 8.8. Variables incluidas en el problema y funciones objetivo y sus estados para los cuatro acuíferos	238
Tabla 8.9. Soluciones en el frente de Pareto para los tres objetivos generales del estudio....	239

RESUMEN

La naturaleza inter y multidisciplinar de los problemas del agua subterránea requiere, para su análisis, de un enfoque holístico, que integre todos los aspectos involucrados (hidrológicos, socioeconómicos, ambientales, y legales), y que permita el desarrollo de estrategias eficientes y sostenibles para su gestión. En esta Tesis Doctoral se propone una metodología genérica para abordar un estudio de Análisis Integrado de la Gestión del Agua Subterránea, bajo el paradigma genérico e internacional de “Integrated Water Resources Management” (IRWM). La integración de la modelización matemática de flujo de los sistemas acuíferos, con la modelización de los aspectos socioeconómicos relacionados con el agua subterránea, procedente de dichos acuíferos, se realiza dentro de un sistema soporte a la decisión (SSD) estocástico, dentro del cual se simulan los escenarios de gestión propuestos de antemano. La investigación cuenta, en todas sus fases, con la participación activa de los grupos de interés (stakeholders), los cuales son fundamentales para reproducir fielmente la realidad del sistema hídrico y para conseguir unos resultados coherentes con la realidad actual.

El caso de estudio es el sistema hídrico multiacuífero del Altiplano de Murcia, que ha estado aislado de todas las grandes infraestructuras hidráulicas. Por ello, el agua subterránea ha sido el único recurso hídrico disponible para todos los usos, produciéndose una situación histórica de explotación intensiva, en la que la extracción supera ampliamente la recarga de los sistemas acuíferos.

La investigación comienza con una fase previa, en la que se realiza la revisión exhaustiva de la literatura científica existente relativa al paradigma de la gestión integrada del agua (IRWM). Además, se realiza un estado del arte sobre estrategias de gestión integrada de acuíferos, así como la aplicación de este tipo de estudios a casos concretos en el ámbito internacional, y un análisis de la aplicabilidad al caso de estudio. La metodología propuesta y desarrollada consta de unas fases de desarrollo que han sido seguidas sucesivamente para el caso de estudio concreto.

La metodología parte de la caracterización hidrológica y socioeconómica del sistema a analizar y modelar. La investigación continúa con la realización de estudios sectoriales de todos los aspectos involucrados en la problemática hídrica. De esta forma, se realiza un estudio hidrogeológico y se desarrolla o consulta un modelo matemático de flujo, para cada acuífero involucrado. Por otro lado, los aspectos socioeconómicos son abordados a través de un modelo agroeconómico de simulación, en el que se estudia con especial atención y se cuantifican los costes financieros del agua subterránea, en relación a los restantes costes productivos agrícolas y al comportamiento hidrodinámico de los acuíferos. Por último el estudio sectorial ambiental consta de una caracterización de los principales ecosistemas asociados al agua subterránea.

La siguiente fase del estudio comprende la construcción del SSD, en base a los estudios sectoriales previos. Para esto, se elige un SSD estocástico basado en el teorema de Bayes, (Redes Bayesianas), en el que se realiza una aportación novedosa con la aplicación de Redes Bayesianas Orientadas a Objetos “Object-Oriented Bayesian Networks (OOBN)”. Gracias a esto, se modeliza fidedignamente el sistema hídrico multiacuífero, respetando el propio comportamiento hidráulico de cada acuífero y, por otro lado, se relacionan los aspectos socioeconómicos, que son comunes para todo el sistema hídrico.

En cuanto a la simulación de los escenarios de gestión se proponen tres situaciones genéricas. En primer lugar, se simula el escenario en condiciones actuales (“Business As Usual BAU”), sin que se produzca ninguna intervención de gestión. Este escenario además de servir como referencia para los restantes, sirve como método de calibración del SSD. De esta forma, los resultados obtenidos en BAU son coherentes con los resultados obtenidos en la realidad actual. Así, en esta situación se continuaría la bajada actual de los niveles piezométricos, y por tanto, la consecuencia a corto plazo sería la continuidad de la rentabilidad económica de la zona, y a largo plazo, el agotamiento físico de los acuíferos, y la consecuente reconversión del modelo productivo. El escenario segundo está compuesto por varias intervenciones de gestión individuales, en las que se produce un diferente grado de impacto, en cuanto a la disminución del déficit hídrico de los acuíferos, y en sentido opuesto, en cuanto a la rentabilidad agrícola y al número de empleos agrícolas. El tercer escenario se diseña en base al requerimiento de la DMA, para el año 2015, sobre la consecución del buen estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua. De esta forma, aquí se simulan los impactos socioeconómicos que generaría una situación de equilibrio en el balance hídrico de los acuíferos.

Por último, se realiza una discretización de los resultados obtenidos. Para ello, se transforman las funciones de probabilidad obtenidas en resultados numéricos discretos representativos de cada función, con el objetivo de poder hacer los resultados más inteligibles para las entidades locales, asumiendo y siendo conscientes de la pérdida de información que se produce en este proceso. En este nivel determinístico, se realiza además un análisis coste-beneficio de todos los escenarios e intervenciones de gestión simulados en el SSD estocástico. De esta forma, se puede comprobar, de una forma comparativa, cual sería la intervención más rentable para la consecución de los objetivos preestablecidos.

SUMMARY

Inter and multidisciplinary nature of groundwater problems causes that for its analysis is necessary a holistic approach that allows integrating all aspects involved (hydrological, socioeconomic, environmental and legal). In addition, this approach can allow developing efficient and sustainable strategies for groundwater management. In this PhD research study an overall methodology is proposed in order to tackle a study under the Integrated Water Resources Management (IWRM) international paradigm, especially applied for groundwater resource. Integration of groundwater flux mathematical modelling of the aquifers with the socioeconomic modelling of the aspects related to groundwater management is made through a stochastic Decision Support System (DSS), particularly designed for this study. This DSS allow us to simulate the water management scenarios previously proposed. This research counts with an active stakeholder's involvement in all its phases. Stakeholders are the key factor for reproducing, in a reliable way, the real water system as well as for getting coherent results.

Multiaquifer water system called Altiplano is the case study in which this research is applied. This water system has been excluded of all great hydraulic infrastructures, therefore groundwater has been the unique water resource and it has been used for all the activities. This fact has caused a situation of historic aquifer overexploitation in which the abstraction greatly exceeds the recharge.

The research begins with a preliminary phase based on an exhaustive scientific literature review about IRWM. In addition, a state of the art about integrated aquifer management strategies as well as about the application to real case studies and the applicability to this case study is prepared. The overall methodology is made up of three consecutive phases which are explained as follows.

Methodology starts with the hydrologic and socioeconomic characterization of the water system. Then, sectorial studies about all the aspects involved in the water problematic were developed. Thus, a hydrogeological study for each aquifer was elaborated as well as a groundwater flux model for one of the groundwater bodies. The output from the rest of the groundwater flux models for the remaining aquifers was introduced in the DSS. On the other hand, socioeconomic aspects are tackled through an agroeconomic simulation model. This model allows us to evaluate the financial groundwater costs as one part of the all the agrarian productive costs as well as to analyze the relationship with the hydrodynamic of the aquifers. Finally the environmental study is based on an identification and characterization of the main ecosystems associated to the groundwater.

Next phase comprises the DSS building which was based on the previous sectorial studies. For this, a technique based on Bayes Theorem called Bayesian Network was chosen. In this research an innovative advance of this technique was applied and developed. The new tool called Object-Oriented Bayesian Networks (OOBN) allow building a stochastic DSS in order to model multiaquifer water systems, keeping the own hydraulic behaviour of each aquifer. On the other hand, socioeconomic aspects which are usually common for an entire water system can be related and analyzed jointly.

Regarding the next phase, three water scenarios were proposed. First of all, current conditions were simulated with the Business As Usual (BAU) scenario. In this scenario no water management interventions are considered because currently no one of them is being

developing. This scenario is useful as a reference for the rest of scenarios as well as is a calibration method for the DSS. The results obtained from BAU are coherent with the real situation. Consequently, they show that the drawdown would continue, causing in the short term the continuation of the economic profitability and in the long term, the physical exhaustion of the aquifers and therefore a compulsory change in the productive model. The second scenario is made up of several individual water management interventions. These interventions generate different intensity of impact on the objective variables of the DSS. The third scenario represents a compulsory WFD requirement about getting the good quantitative state of the groundwater bodies by 2015. In this scenario the SSD is forced to reach the equilibrium in the groundwater budgets, and then, the impact on the socioeconomic variables is evaluated with this constraint.

Finally, probabilistic results are translated into numerical results by the use of the discretization technique. Probabilistic distributions are transformed into discrete numbers which are representative of each distribution. This is aimed to show the results in a more understandable way for local entities; however, it is assumed that with this transformation a loss of information is produced. In this deterministic way a cost-benefit analysis of all scenarios and water management interventions has been elaborated. Thus, it is easier to compare the profitability of the interventions than in the stochastic way.

The results obtained from this PhD study represent the first step of a longer negotiation process in which stakeholders will have to find a consensus. Thus, the output from the water management scenarios simulation can help managers for showing them the way on which the efforts have to be addressed in order to palliate the grave problem of hydric deficit and aquifer overexploitation in the Altiplano water system.

CAPÍTULO 1.- INTRODUCCIÓN

1.1 Presentación

La presente Tesis Doctoral, “*Análisis integrado y estrategias de gestión de acuíferos en zonas semiáridas: Aplicación al caso de estudio del Altiplano (Murcia, SE España)*” ha sido desarrollada en la oficina del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en Murcia, en el marco de una beca de Formación del Personal Investigador, para el periodo 2006-2009, concedida por este Organismo.

1.2 Motivación de la investigación y objetivos

La obtención de abastecimientos hídricos fiables y de calidad para las personas y para las actividades productivas dependientes de ellos se ha convertido en los últimos años en una cuestión de la mayor importancia. Diversos organismos internacionales coinciden que la viabilidad a largo plazo de los abastecimientos sólo puede ser asegurada mediante la utilización sostenible del recurso agua en los diferentes sistemas de explotación.

A lo largo de la década de los noventa se ha ido gestando un paradigma de actuación y análisis de los estudios del agua conocido internacionalmente como “Integrated Water Resources Management” (IWRM). Este tipo de estudios tiene unos rasgos diferenciales respecto a lo que se había hecho tradicionalmente. En primer lugar, el enfoque es holístico, es decir, se considera que el análisis debe incluir la mayor cantidad de aspectos involucrados en la gestión del agua en un sistema hídrico determinado y sus relaciones, de tal manera que no se realice una mera suma de estudios parciales sino también y, especialmente, como se interrelacionan unos con otros. Otra de las claves del paradigma IWRM consiste en potenciar el proceso de participación pública de los grupos de interés (“stakeholders”), que debe extenderse a lo largo de todo el proceso de estudio.

En el ámbito europeo, los principios de sostenibilidad y gestión integrada de los recursos hídricos han adquirido especial relevancia tras la aprobación en el año 2000 de la Directiva Marco del Agua. El enfoque medioambiental y la conciliación con los aspectos sociales y económicos están en la raíz y en el espíritu de la propia Directiva y deben plasmarse en los planes hidrológicos de cada demarcación hidrográfica, donde el horizonte del año 2015 queda como punto de referencia para alcanzar el buen estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua.

En el caso de los sistemas hídricos basados parcial o totalmente en aguas de origen subterráneo, los análisis integrados son muy escasos. Los estudios clásicos sobre las aguas subterráneas, habitualmente, han tratado únicamente los aspectos puramente hidrológicos y no se abordan en profundidad otros temas cruciales en el uso del agua subterránea, como son los económicos. Una de las principales razones podría encontrarse en que el recurso subterráneo no ha sido percibido como escaso, por lo que no se ha estimado la necesidad de tomar consideraciones y decisiones de tipo económico. Actualmente, a medida que se percibe cierto agotamiento de recursos, surgen cuestiones sobre cómo utilizarlos y protegerlos. Las consideraciones económicas normalmente suelen contribuir al proceso de toma de decisiones y promover un uso más eficiente del recurso. En general, las zonas áridas y semiáridas, donde la escasez de recursos es manifiesta, suelen ser los ejemplos más interesantes para la aplicación de estas metodologías, donde el beneficio social de la ciencia resulta evidente.

Sin embargo, aunque hay un cierto consenso internacional en que el Análisis Integrado de la Gestión del Agua (IRWM) es el mejor marco de actuación para alcanzar su desarrollo sostenible, la aplicación de estos principios está lejos de ser implantada con carácter general. Esto es debido a que se necesita más tiempo para cambiar el modelo de gestión tradicional en el que se tratan los temas de una forma sectorial y a que las herramientas para la implementación no están aún completamente desarrolladas. Por lo tanto, largo es el camino para que el Análisis Integrado de la Gestión del Agua sea una realidad. De esta forma, para la implantación de este tipo de gestión, la DMA plantea un cierto desafío que consiste en encontrar esas herramientas, técnicas y metodologías que sean capaces de implementar con éxito esta gestión integrada y por ello asegurar un futuro sostenible para los recursos de agua continentales.

El principal objetivo de esta investigación es el desarrollo de una metodología que sirva para analizar de una forma integrada la gestión del agua subterránea, bajo el paradigma del Análisis Integrado de la Gestión del Agua (IWRM). Se pretende establecer un procedimiento de actuación que sea flexible y que tenga en cuenta la mayor cantidad de aspectos involucrados en dicho proceso de análisis.

La aplicación de esta metodología se ha llevado a cabo en el sistema hídrico del “Altiplano” de Murcia. Esta zona constituye un buen ejemplo de efectos de uso intensivo de aguas subterráneas en regiones semiáridas ya que el agua subterránea ha sido el único recurso a disposición de la población para el desarrollo de todas sus actividades, entre las cuales la principal consumidora de agua es la agricultura. Se trata de una comarca pionera en el uso y explotación del agua subterránea, a nivel nacional, lo que ha conllevado una explotación intensiva de los acuíferos que se ha traducido en unos impactos negativos de diversa tipología. Entre los más importantes cabe destacar la bajada generalizada de hasta 300 m de los niveles piezométricos que ha hecho que aumenten de forma creciente los costes de extracción; en cuanto a los impactos ecológicos cabe señalar la desaparición de los manantiales que drenaban dichos acuíferos, lo que originó la desaparición de los sistemas de humedales de carácter hipogénico.

Sin embargo, no todos los efectos de la explotación intensiva de los acuíferos han sido negativos. La utilización del agua subterránea en la región desde los años cincuenta ha hecho posible el desarrollo de una agricultura de alta rentabilidad. Asimismo se han consolidado regadíos que originalmente fueron declarados de Interés Nacional con unos indudables beneficios sociales.

Es la primera vez se ha llevado a cabo en la zona un estudio con un carácter transversal, que conjuga de forma integrada los aspectos hidrológicos relativos al desarrollo de herramientas eminentemente técnicas, como los modelos numéricos de flujo subterráneo, para la mejora del conocimiento hidrogeológico de todos los sistemas acuíferos implicados, con el análisis participativo de una serie de condicionantes de tipo social, político y económico. La cuestión clave a responder es el coste socioeconómico de la implantación de diferentes alternativas de gestión tendentes a la sostenibilidad de las aguas subterráneas tal y como marca la DMA. En el fondo de la cuestión subyacen consideraciones relacionadas con los posibles costes desproporcionados que pueden suponer actuaciones para conseguir los objetivos medioambientales que requiere la Directiva.

1.3 Metodología

En la fase previa se ha realizado la revisión exhaustiva de la literatura científica existente sobre el paradigma de la gestión integrada del agua (IWRM), y su aplicación en casos de estudio similares (California e Israel). Posteriormente se ha elaborado un “estado del arte” sobre estrategias de gestión de acuíferos, así como la aplicación de este tipo de estudios a casos concretos en el ámbito internacional. Con el marco teórico definido, se ha procedido a proponer una metodología genérica para abordar estudios de análisis integrado. Esta metodología consta de unas fases de actuación, que se desarrollan sucesivamente lo largo de la investigación, y la aplicación a la zona del Altiplano (Murcia).

En la aplicación al caso de estudio, la primera fase es la de identificación y conceptualización de la problemática hídrica. Para ello se realiza una caracterización de la zona desde los puntos de vista hidrológico, socioeconómico, y ambiental. La siguiente fase es la de realización de los trabajos sectoriales, que empiezan con el análisis hidrogeológico de los sistemas acuíferos existentes. Dicho análisis, prolongado a lo largo de toda la Tesis Doctoral, ha sido apoyado y complementado por un extenso trabajo de campo y la organización de diversas reuniones y jornadas organizadas por las distintas partes interesadas en la gestión del agua en la zona. De esta forma, se consiguió una mejora del conocimiento hidrogeológico de las Masas de Agua Subterránea (MASs) consideradas. Posteriormente, y apoyado por estos trabajos previos, se procede a la elaboración propia de un modelo de flujo de diferencias finitas para la MAS Serral-Salinas, que ha sido elegida como “acuífero de referencia” en algunas evaluaciones realizadas. En una fase posterior, se realiza el análisis ambiental de la zona de estudio, que consiste en la identificación de los principales ecosistemas relacionados con el agua subterránea. En la siguiente fase se ha realizado el análisis agroeconómico, apoyado en un trabajo de campo específico, basado en cuestionarios, encuestas y reuniones con los usuarios; con esta información, se realiza un modelo de simulación agroeconómico donde se ha contado con la colaboración parcial del Departamento de Economía Agraria de la Universidad Politécnica de Madrid. Con toda la información recopilada y tratada, se procede a la construcción de un Sistema de Soporte a la Decisión (SSD) estocástico y probabilístico, basado en el uso de Redes Bayesianas (BNs) y más concretamente, en las Redes Bayesianas Orientadas a Objetos (“Object-Oriented Bayesian Networks”, OOBNs). Este SSD fue diseñado y construido con la colaboración del “Oxford Centre for Water Research”, perteneciente a la Universidad de Oxford, donde se realizó una estancia de investigación. La última fase del estudio consistió en la simulación, evaluación y cuantificación de los impactos generados por diferentes escenarios de gestión hídrica preestablecidos.

1.4 Estructura del documento

El documento se articula en nueve capítulos, que reproducen la metodología del estudio (Tabla 1.1). El capítulo 1, “Introducción”, proporciona una aproximación somera a los trabajos que se desarrollan en capítulos posteriores, e incluye los objetivos, la metodología y la estructura. El capítulo 2 expone el paradigma internacional “Integrated Water Resources Management (IRWM)”, en donde se enclava esta investigación. En el capítulo 3 se hace un análisis teórico de los aspectos del IRWM para el caso de la gestión de acuíferos, y en el capítulo 4 se propone una metodología genérica de actuación para abordar tales estudios. Los diferentes epígrafes del capítulo cuatro corresponden a los siguientes capítulos de la Tesis. En el capítulo 5 se realiza una descripción del caso de estudio y se contextualiza su problemática hídrica. El capítulo 6 engloba una síntesis de los estudios sectoriales realizados; se expone el análisis hidrogeológico en los sistemas acuíferos y se realiza una explicación del modelo

matemático de flujo; posteriormente se describe el análisis ambiental y por último, se aborda el análisis agroeconómico. En el capítulo 7 se realiza una descripción del proceso de construcción del Sistema de Soporte a la Decisión (SSD). En el capítulo 8 se detallan y simulan los escenarios de gestión hídrica y se muestran los resultados obtenidos. Por último, en el capítulo 9 se exponen las conclusiones finales del estudio y se proponen algunas líneas futuras de investigación.

Tabla 1.1 Estructura de la Memoria de Tesis Doctoral

Capítulo 1. Origen y motivación de la Investigación, definición de objetivos, explicación sintética de la metodología propuesta y descripción de la estructura de la Memoria.
Capítulo 2. Explicación del paradigma Integrated Water Resources Management (IWRM), relación con la Directiva Marco del Agua. Herramientas y Técnicas
Capítulo 3. Análisis teórico de los aspectos del IWRM en el caso de la gestión de acuíferos.
Capítulo 4. Propuesta de metodología genérica de actuación para abordar estudios de Análisis Integrado de la Gestión del Agua en sistemas abastecidos por recursos hídricos subterráneos.
Capítulo 5. Descripción del caso de estudio y contextualización de la problemática hídrica.
Capítulo 6. Síntesis de los estudios sectoriales realizados.
Capítulo 7. Descripción del proceso de construcción del Sistema de Soporte a la Decisión (SSD).
Capítulo 8. Simulación de los escenarios de gestión hídrica, y discusión de los resultados obtenidos
Capítulo 9. Conclusiones finales de la Investigación estudio y propuestas de líneas futuras de desarrollo

CAPÍTULO 2. LA GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (IWRM).

2.1 Aspectos generales

El agua es un recurso indispensable para la vida y su disponibilidad presenta una limitación en cantidad y calidad con una desigual distribución espaciotemporal que hace necesaria la regulación y gestión. El consumo de agua mundial crece incesantemente debido al incremento de la población especialmente en zonas áridas y semiáridas, lo que plantea problemas serios de escasez hídrica en muchas zonas. La planificación y gestión hídrica mundial tiene unos grandes desafíos precisamente debido al incremento de presión en los sistemas hídricos. La planificación hidrológica debería ser el camino por el cual llegar a la gestión y un requisito legal en el que se definan los objetivos generales para conseguir el buen estado y la adecuada protección del agua, la satisfacción de las demandas y el equilibrio y armonización del desarrollo regional. Estos objetivos pueden alcanzarse incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales. Sin embargo, existe una gran falta de planificación hidrológica en muchos países del mundo, y, por tanto, largo es el camino para alcanzar una gestión sostenible del recurso agua.

La gestión del agua debe incluir “la integración, coordinación y administración de actividades humanas entre los límites naturales de una cuenca hidrográfica o demarcación” (Reimold, 1998). A pesar de las definiciones existentes sobre la gestión del agua, ésta ha estado siempre condicionada por dos cuestiones fundamentales: la cantidad de agua que se necesita (demanda) y cuanta hay disponible (oferta). Oferta y demanda han sido tradicionalmente las claves para analizar los sistemas hídricos, aunque, en las últimas décadas, la manera de abordar estas cuestiones básicas ha cambiado radicalmente (Barthel, 2008). Entre las razones para explicar este cambio en la perspectiva de la gestión hídrica, se encuentra, en primer lugar, el concepto de sostenibilidad y de gestión hídrica a largo plazo; además, la necesidad de llevar a cabo buenas políticas de gestión hídrica ha sido planteada hace relativamente poco tiempo en los foros internacionales. Desde el nacimiento del concepto de sostenibilidad en la Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo (1987), a través del informe Brundtland, el agua ha sido reconocida como un componente esencial para el desarrollo presente y futuro de los seres humanos (Loukas et al., 2007). Otras de las razones que explica el cambio de perspectiva es que mientras la gestión hídrica ha sido tratada únicamente mediante consideraciones hidrológicas o económicas y por separado, ahora se reconoce la necesidad de la integración de objetivos múltiples (enfoque holístico), con frecuencia contrapuestos, pertenecientes a los diferentes gestores y grupos de interés (“stakeholders”). Por ello, en los últimos años se viene aceptando el hecho de que el conjunto de aspectos e impactos económicos, medioambientales y sociales tienen que ser considerados. De esta forma, deberían ser tenidos en cuenta los impactos producidos por un estado cambiante de recursos hídricos, a menudo sobreexplotados, en la calidad de la vida humana y en los ecosistemas dependientes (Bouwer, 2002).

En las últimas décadas los impactos ambientales y socioeconómicos han crecido considerablemente debido a la escasez hídrica y a una gestión del agua ineficaz o poco previsora (Biswas, 1996; Arnell, 1998; Bolwidt, 2005; Solomon et al., 2007), lo que ha hecho que se perciba con mayor nitidez la necesidad de la gestión del recurso hídrico. Por otro lado, las capacidades de simulación, modelado y predicción han aumentado notablemente gracias al

desarrollo de modelos matemáticos sofisticados y a la posibilidad de su aplicación a sistemas hídricos amplios y complejos con una disponibilidad de datos reales cada vez mayor (Loucks et al., 1981; Wilson, 1999; Yurdusev, 2002).

2.2. Análisis integrado de la gestión del agua (IRWM)

El concepto de análisis integrado de la gestión del agua (IWRM) emana de los “buenos principios de gestión hídrica” que defienden numerosos organismos internacionales y que han sido refrendados en diversos simposios internacionales y eventos al más alto nivel tales como la Conferencia de Naciones Unidas celebrada en Mar del Plata (UNDP, 1977), la Conferencia Internacional sobre Agua y Desarrollo celebrada en Dublín (WMO, 1992), o La Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro (UNDP, 1992). Otro foro de discusión ha sido el Consejo Mundial del Agua (World Water Council WWC), fundado en 1996, que es una organización no-gubernamental que tiene como objetivo despertar la sensibilización de los gobiernos sobre la importancia de realizar una gestión hídrica de forma sostenible y cuya divulgación se realiza a través de los Foros Mundiales del Agua (Marruecos, 1997, Holanda, 2000, Japón 2003, México 2006, Turquía 2009). Asimismo, organismos como el Banco Mundial (WMB) ha publicado documentos para establecer el marco de actuación en políticas hídricas mundiales (World Bank, 1993). Como consecuencia de todo esto, muchos países han comenzado un proceso de revisión y reforma de sus políticas hídricas sobre la base de establecer un balance entre la preservación de los recursos naturales y los objetivos de desarrollo socioeconómico. A pesar de ello, existe todavía un claro déficit no solo de implementación de medidas de gestión hídrica sostenible sino también de existencia de metodologías estandarizadas para tal fin e incluso de planificación previa a la gestión.

En la actualidad, se considera que la mejor forma de realizar una gestión sostenible, equitativa y eficiente de los recursos de agua, particularmente a escala de cuenca, debe ser desde un enfoque integrado (Mariño, et al., 2001). Existen muchas definiciones de IWRM, y cada una de ellas presenta singularidades no desdeñables, donde subyacen diferentes concepciones de políticas macroeconómicas. Quizás el primer principio que se considera es que la gestión del agua debe ser interdisciplinar y resultará eficaz si combina los conceptos y métodos económicos con la ingeniería y la hidrología (Heinz et al., 2007). De esta forma, no es suficiente determinar el impacto generado en un aspecto particular o considerar una estrategia única de gestión, sino que debe valorarse cualquier impacto que se produzca en cualquier aspecto (ambiental, socioeconómico, político, legal, etc), relacionado con este tipo de gestión. En segundo lugar, es necesario realizar una participación activa de los stakeholders desde el inicio del proceso de planificación hasta la implantación de la gestión para que, de esta forma, ellos puedan tener la oportunidad de identificar los aspectos que son más importantes para ellos, aunque esto pueda dar lugar a conflictos y opiniones encontradas pero el proceso se verá enriquecido y se podrán encontrar soluciones con un razonable consenso.

El concepto de la integración significa que el impacto producido por un determinado tipo de gestión o por una decisión específica no está limitado a un aspecto individual, sino que también afecta a los aspectos relacionados con el recurso y con su medio físico y social. Por otro lado, muchos problemas de la gestión hídrica requieren soluciones holísticas e integradas (Prato et al., 1998), puesto que los impactos que tienen efectos beneficiosos para un grupo de stakeholders pueden ser perjudiciales para otros. En definitiva, para alcanzar el equilibrio necesario, los impactos de las decisiones deben ser evaluados de una forma global y del resultado del balance se podrán tomar decisiones con el mayor grado de consenso.

2.3 La Directiva Marco del Agua

En Europa, la Directiva Marco del Agua (DMA), promulgada en el año 2000, ha adoptado la filosofía de sostenibilidad y obliga a todos los Estados miembros a diseñar planes hidrológicos de cuenca para finales de 2009, de acuerdo con los principios de la gestión integrada del agua, y con el requisito expreso de la participación pública activa en el proceso del planeamiento. La DMA, con un enfoque fundamentalmente ambiental, ha supuesto un cambio sustancial en las políticas hídricas de los países miembros y el proceso de implementación es seguido muy de cerca por otros países de mundo, especialmente por los incluidos en la denominada política europea de vecindad. Entre los principales objetivos, la DMA pretende prevenir el deterioro y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos, promover el uso sostenible del agua, contribuir a la mitigación de los efectos de inundaciones y sequías, y reducir las tasas de contaminación en las aguas. No obstante, el objetivo principal de la DMA, y que engloba a todos, es el de alcanzar el buen estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua para el año 2015. Desde finales de 2003, la DMA se ha transpuesto a cada Estado miembro y, actualmente, los países están elaborando nuevos planes hidrológicos de demarcación con un marcado carácter integrado e integral. Esta clase de gestión implica, principalmente, que la toma de decisión en la utilización del agua no se debe basar únicamente en factores hídricos, sino también en sociales, ambientales, económicos y/o políticos. Además, como se ha dicho anteriormente, desde el proceso de planificación hasta el de toma de decisiones se debe fomentar la participación activa de stakeholders y considerarse sus opiniones acerca de todo el proceso y de las intervenciones propuestas. Otro aspecto clave de la DMA es la incorporación del principio de recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua, de conformidad con el principio de “quien contamina paga”; tales servicios deben incluir la gestión medioambiental, así como la gestión del agua de las regiones compartidas y cuencas transfronterizas.

La Directiva establece una serie de tareas específicas con un estricto calendario para su cumplimiento, que repercute en todos los aspectos de la gestión hídrica. De esta forma, en el caso español, los nuevos planes hidrológicos deben incorporar contenidos adicionales a los actuales (aprobados en el año 1998), entre los que destacan la definición y concertación de los caudales ecológicos, el registro de las zonas protegidas, las redes de control, un análisis económico de los usos del agua, la inclusión de los aspectos relativos a las aguas de transición y costeras, y la caracterización de masas de agua en función a la identificación de las presiones y de los impactos a los que están sometidas. Los planes hidrológicos de cada demarcación deberán entrar en vigor el 1/1/2010.

La planificación hidrológica de la DMA es definida como un proceso sistemático, iterativo e integrador, compuesto de algunas fases ejecutadas en un determinado periodo de tiempo determinado y que consta de unos objetivos generales. De esta forma la planificación hidrológica no constituye un objetivo de la DMA en sí, sino el proceso mediante el cual se pueden cumplir los objetivos propuestos. La planificación termina cuando ha sido considerada toda la información relevante y se ha elegido un determinado tipo de gestión o intervención.

El proceso de planificación hidrológica consta de tres fases principales: la evaluación de escenarios actuales y potenciales, el establecimiento de objetivos y el desarrollo de programas alternativos de medidas que incluya la toma de decisiones (Tabla 2.1 y Figuras 2.1 y 2.2).

Tabla 2.1 Principales fases y acciones a llevar a cabo del proceso de planificación hidrológica de la DMA

FASES PRINCIPALES	ACCIONES
Evaluación de escenarios actuales y potenciales,	<ul style="list-style-type: none"> - Caracterizar la escena de actuación - Evaluación del estado actual y análisis de lagunas actuales
Establecimiento de objetivos	<ul style="list-style-type: none"> - Análisis de lagunas de información - Establecimiento de objetivos medioambientales
Desarrollo de programas de medidas con toma de decisiones	<ul style="list-style-type: none"> - Establecimiento de programas de medidas - Realización de planes hidrológicos de cuenca - Implementación de programas de medidas y preparación de informes
Fases transversales	<ul style="list-style-type: none"> - Establecimiento de programas de control - Evaluación de la primera y segunda fase - Información, consulta y participación activa de los grupos de interés (stakeholders)

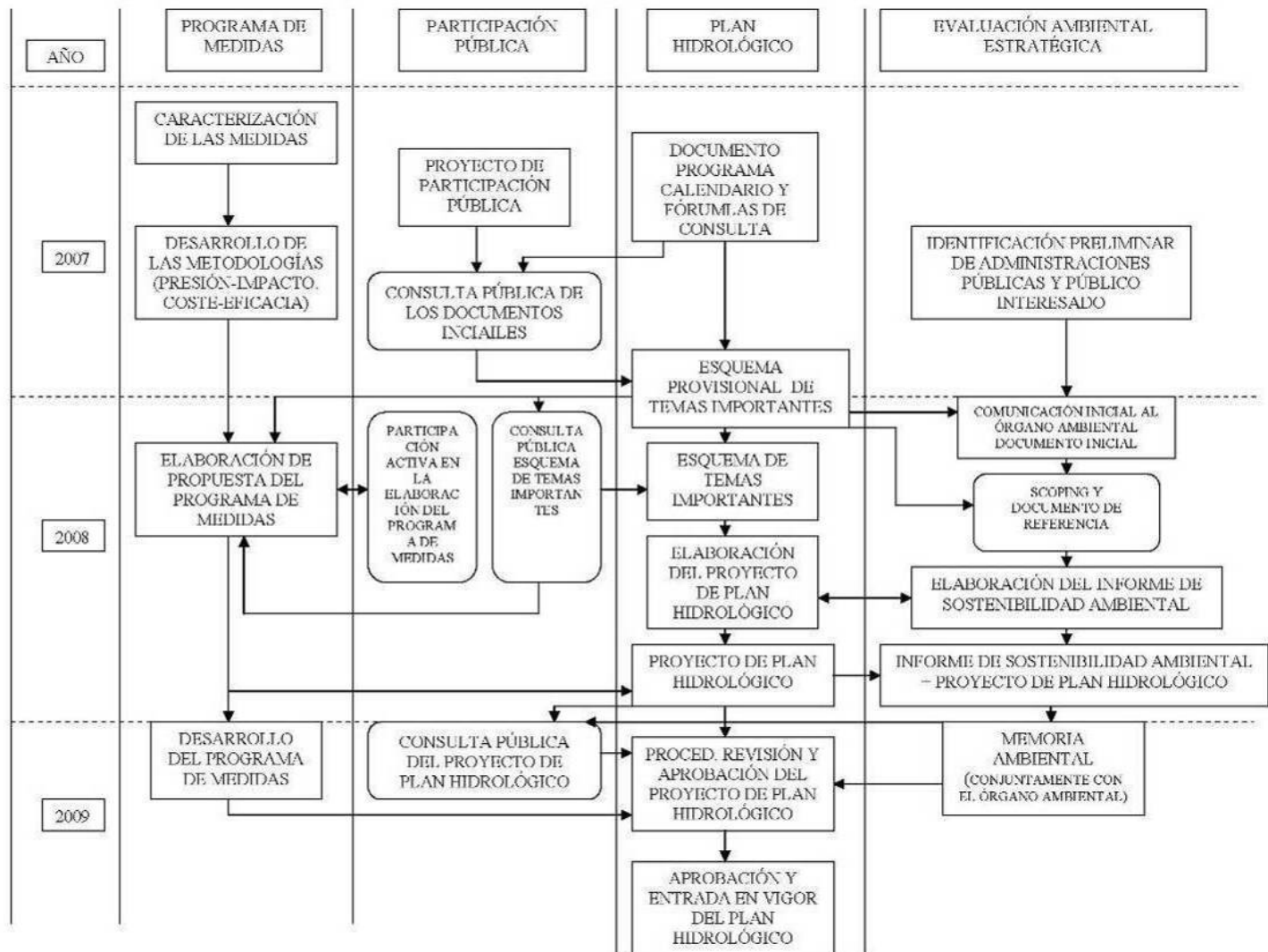


Figura 2.1. Ciclo del proceso de planificación hidrológica

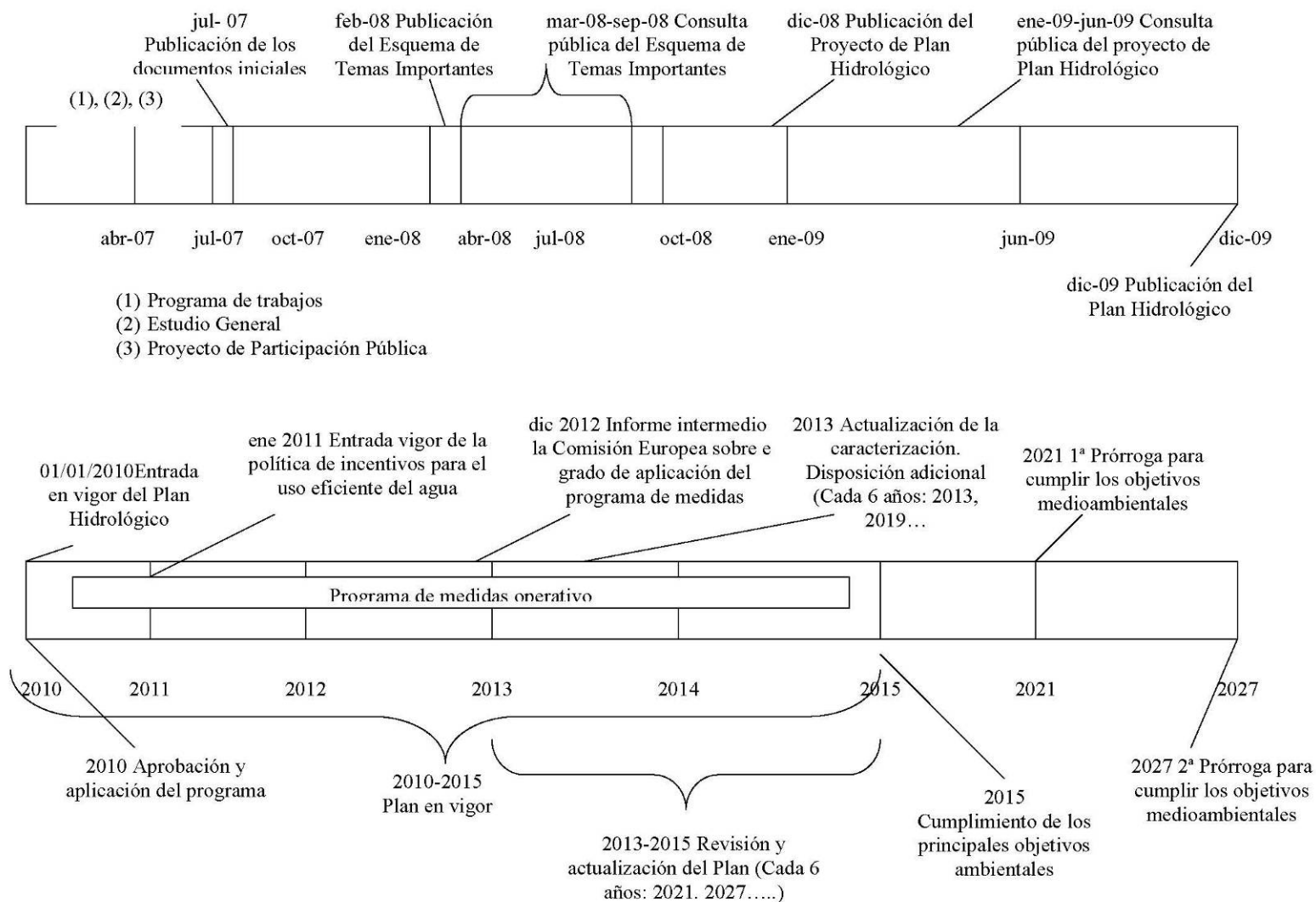


Figura 2.2 Plazos del proceso de planificación hidrológica 2007-2027

El paso inicial del proceso de planificación consiste en caracterizar las denominadas demarcaciones hidrográficas, e incluye la zonación de la cuenca, el establecimiento de los acuerdos administrativos necesarios para la coordinación de actividades, y la designación de las autoridades competentes. Las actividades a realizar dentro de esta primera fase son la de realizar una descripción general de la cuenca, la identificación de áreas de especial protección, la identificación de presiones a las que las masas de agua están sometidas y la evaluación de sus impactos y, por último, la realización de un análisis económico de los usos del agua.

En la segunda fase principal del proceso de planificación se establecen los objetivos medioambientales (artículo 4 de la DMA). Para las masas de aguas superficiales los objetivos principales son la prevención del deterioro de su estatus, restaurar su buen estado para el año 2015 e implementar las medidas necesarias con el ánimo de reducir progresivamente la contaminación de sustancias prioritarias y cesando la emisión, descarga o pérdidas de sustancias peligrosas. Para las Masas de Agua Subterránea (MASs), los objetivos principales son la implementación de las medidas necesarias para prevenir o limitar la entrada contaminantes a los acuíferos y la prevención del deterioro del estado de dichas masas; la protección y restauración de todas las MASs asegurando un equilibrio en el balance entre extracción y recarga, con el ánimo de conseguir el buen estado de dichas masas para el año 2015, como muy tarde; por último, se pretende implementar las medidas necesarias para prevenir cualquier tendencia negativa en la concentración de cualquier contaminante resultado de la actividad humana, con el ánimo de reducir progresivamente la contaminación del agua subterránea. Para el caso de áreas protegidas, los objetivos son el cumplimiento para diciembre de 2015 de los estándares específicos de la legislación comunitaria bajo la cual, cada área protegida esté regida; por último, se propone alcanzar el buen estado de esas áreas para finales del año 2015, a menos que haya razones de índole económico o social que impidan el cumplimiento en ese plazo de tiempo.

La tercera fase es el establecimiento de programas de control. En el anexo V de la Directiva se establecen tres tipos de control: vigilancia, control operativo y control para investigación. La cuarta fase analiza los resultados obtenidos en la primera fase en cuanto al estado actual de la cuenca y se compara con los objetivos medioambientales establecidos en la segunda fase. La quinta fase es la implementación de programas de medidas cuyos requerimientos quedan explicitados en el artículo 11 de la directiva.

La sexta fase consiste en la elaboración del Plan Hidrológico de Cuenca (PHC) que debe resumir toda la información de planificación relevante. El proceso de planificación hidrológica no acaba con la elaboración del PHC, sino que se establece como guía durante la implementación de las medidas para alcanzar los objetivos preestablecidos.

La séptima fase del proceso consiste en la implementación de medidas de evaluación, que permitan una evaluación continua de todo el proceso. La última fase de la planificación es la información y consulta pública. Es importante reseñar que, aunque el proceso sitúa esta fase en último lugar, en realidad este proceso es horizontal y debe realizarse en todas las etapas del procedimiento.

Un proceso efectivo de planificación tendrá la capacidad de anticiparse a algún problema hídrico, analizar las alternativas de gestión disponibles y proponer políticas genéricas y/o medidas específicas para tal problema, con el empleo óptimo del recurso hídrico. Además,

hay que tener en cuenta la compatibilidad de un proceso de planificación hídrica con otros tipos de planificación de otras áreas temáticas.

Finalmente, la DMA establece una serie de requisitos para realizar un buen proceso de planificación. En primer lugar, hay que realizarlo con una visión a largo plazo. En segundo lugar, hay que realizar una gestión del conocimiento e información existente para poder tener capacidad de construcción de nuevo conocimiento. Debe ser un proceso compatible con otras planificaciones para que pueda ser operativo. Debe tener un buen ritmo, es decir, es mejor empezar la implementación pronto, aunque de una forma imperfecta, que esperar a alcanzar las condiciones perfectas. Por último, debe contar con datos precisos y con las herramientas adecuadas para su diseño e implementación.

En España, algunas Demarcaciones Hidrográficas de Cuenca (DHC) han elaborado documentos o borradores previos a los planes hidrológicos de cuenca que están en fase de consulta pública durante 2008-2009. Esos documentos incluyen los denominados “Esquemas de Temas Importantes” (ETI) que representan aquellas cuestiones que ponen en riesgo el cumplimiento de los objetivos de la planificación. Dichas cuestiones se pueden agrupar en cuatro categorías: aspectos medioambientales, atención de las demandas y racionalidad del uso, seguridad frente a fenómenos meteorológicos extremos y, por último, conocimiento y gobernanza. Los dos primeros tipos de cuestiones responden directamente a los objetivos de la planificación hidrológica. Los fenómenos meteorológicos extremos se deben analizar, ya que los planes hidrológicos deben tratar de mitigar los efectos que ocasionen las inundaciones y sequías. A este respecto, en el caso de la cuenca del Segura se ha llevado a cabo el Plan Especial ante Situaciones de Alerta y Eventual Sequía (PES) y el Plan de Defensa frente a Inundaciones. Por último, los temas de conocimiento y gobernanza son aquellos temas que dificultan la consecución de los objetivos y que deben ser analizados y resueltos para poder alcanzarlos.

2.4 Herramientas y técnicas

El marcado carácter de integración de la DMA hace que sea necesario diseñar herramientas y técnicas específicas que puedan llevarlo a cabo. La evaluación de las diferentes opciones de gestión para un sistema que está formado por elementos de diversa naturaleza es siempre un asunto complejo, y para ello existe una extensa variedad de herramientas y técnicas que ayudan en ese proceso. En general, se considera que existen dos grupos de técnicas especialmente idóneas para realizar un análisis integrado de la gestión del agua que son los modelos y los Sistemas Soporte a la Decisión (SSDs) (Bromley, 2005a). Los modelos son descripciones simplificadas de los sistemas reales que facilitan el cálculo y la predicción de procesos. Muchos modelos han sido diseñados para favorecer la integración de aspectos relativos a la hidrología, tales como el régimen de flujo superficial, flujo de agua subterránea, cobertura vegetal, datos del suelo, etc, dentro un determinado sistema hídrico. Algunos ejemplos de este tipo de modelos son el MODFLOW (McDonald et al., 1988) o el MIKE SHE (Refsgaard et al., 1995). A pesar de que estos modelos son muy útiles para estudiar los recursos hídricos y los impactos en el medio ambiente, no están diseñados para la integración de una cantidad amplia de aspectos de distinta naturaleza, tales como sociales, económicos y legales, todos ellos relacionados con la gestión hídrica. Aún así, se han desarrollado dos modelos específicos para la gestión integrada del agua, que son capaces de considerar un mayor número de aspectos: “Adaptive Environmental Assessment and Management” (AEAM) (Holling, 1978; Walters, 1986), y “Shared Vision model” (SVM) desarrollado por

el cuerpo de ingenieros del ejército de los Estados Unidos. En el AEAM, se consideran conjuntamente todos los stakeholders, científicos y gestores para identificar los principales elementos de un problema determinado y construir un modelo de juegos dinámico (“dynamic game model”), que se usa para evaluar y cuantificar los impactos producidos por esa gestión (Ames, 2002). El modelo “Shared Vision” se compone de programas informáticos desarrollados por los usuarios del agua y gestores, en el que se definen los objetivos de la gestión para la generación y evaluación de alternativas para ayudar a la resolución de conflictos entre intereses contrapuestos (Loucks, 1995, y Palmer, 1999). Estos dos modelos son capaces de considerar aspectos sociales, económicos y medioambientales, así como de realizar un análisis hidrológico e hidráulico (Ames, 2002).

Un avance y, en cierto modo, complemento de los modelos, son los Sistemas Soporte a la Decisión (SSDs), que son considerados actualmente como la mejor forma de realizar un análisis integrado real. Estos SSDs podrían definirse como “autómatas que piensan y razonan como lo haría un ser humano que fuera experto en una determinada área de conocimiento” (Stevens, 1984). Los SSDs requieren datos reales procedentes de diversas fuentes de información, incluyendo entrevistas y encuestas de campo, resultados experimentales, y otros resultados obtenidos de los modelos tradicionales, anteriormente descritos. Existen numerosos tipos de SSDs con su correspondiente software y diferentes paquetes comerciales. En general pueden diferenciarse los siguientes: modelos matemáticos, diagramas de influencia, árboles de decisiones, análisis multi-criterio, hojas de cálculo, optimización multi-objetivo (Cain, 2001). Los SSDs se dividen en estocásticos o determinísticos, en función de si incorporan o no la incertidumbre. En cuanto a los determinísticos, el análisis multicriterio y la optimización multiobjetivo son dos de los más importantes y han sido usados en la presente investigación. Los SSDs estocásticos pueden clasificarse a su vez en función de cómo tratan esa incertidumbre: los factores de certeza (Buchanan et al., 1984), la teoría de la evidencia (Shafer, 1976) y los métodos probabilísticos, como las redes Bayesianas, son algunas de las formas más importantes de tratamiento de la incertidumbre.

Un SSD requiere la validación de los stakeholders, que resultan ser, en definitiva, los agentes afectados por las decisiones de gestión que se asuman. El SSD debe reflejar sus percepciones del sistema real y debe darles la oportunidad de que vean los impactos generados por las intervenciones de gestión consideradas. De esta forma, los stakeholders podrán juzgar si los resultados obtenidos se ajustan a su conocimiento local sobre el problema y a su experiencia. Esto representa el primer paso de un largo y necesario proceso de negociación.

2.5 Redes Bayesianas (Bayesian Networks, BNs)

Las Redes Bayesianas (BNs) son usadas para analizar procesos estocásticos en donde la incertidumbre es tratada mediante la probabilidad. Según Cain (2001), una red Bayesiana puede ser definida como varios nodos que representan variables aleatorias que interaccionan unas con otras. Las interacciones son expresadas como conexiones entre las variables y la estructura final debe ser acíclica, es decir, no se pueden formar bucles cerrados entre variables. Las BNs han sido usadas como Sistemas Soporte a la Decisión en ramas de la ciencia como la medicina, la seguridad vial o la inteligencia artificial, aunque se han usado muy poco para la gestión medioambiental y menos aún para la gestión hídrica.

Las BNs se basan en el concepto de probabilidad condicionada. El fundamento matemático para esta técnica se basa en la aplicación del teorema de Bayes (1763), según el cual si se

tienen dos variables X e Y tales que $P(x) > 0$ para todo x, y $P(y) > 0$ para todo y, entonces la siguiente expresión es válida:

$$P(x/y) = \frac{P(x) * P(y/x)}{\sum_{j=1}^n P(x_j) * P(y/x_j)} = 1$$

Donde $P(x/y)$ es la probabilidad a posteriori de x condicionada por la hipótesis y; $P(x)$ es la probabilidad a priori de x; $P(y/x)$ es la probabilidad condicionada de y por la hipótesis x; $P(x_j)$ es la probabilidad de x en el evento j; $P(y/x_j)$ es la es la probabilidad condicionada de y por la hipótesis x en el evento j.

En la práctica, el teorema de Bayes es usado para determinar la probabilidad a posteriori de una determinada variable de interés, dados una serie de hallazgos y tomando un hallazgo como la asignación de un valor a una variable basado en los datos observados (una medida, una observación, etc.). La probabilidad a posteriori es la que le corresponde a una variable o conjunto de variables, dada una evidencia “e”, lo que se denomina como probabilidad condicionada $P(x/e)$.

Una red Bayesiana consta de tres elementos principales (Figura 2.3). En primer lugar, un conjunto de variables que representan los componentes principales de un determinado sistema o problema; estas variables presentan una serie de estados a los que se les asigna un valor de probabilidad. En segundo lugar, se tienen los enlaces entre esas variables y, en tercer lugar, las tablas de probabilidad condicionada (CPTs), que pertenecen a cada variable o nodo, y se emplean para calcular la probabilidad de los estados de las variables. Los dos primeros elementos forman el denominado Diagrama Bayesiano y con el tercer elemento forman la red Bayesiana completa.

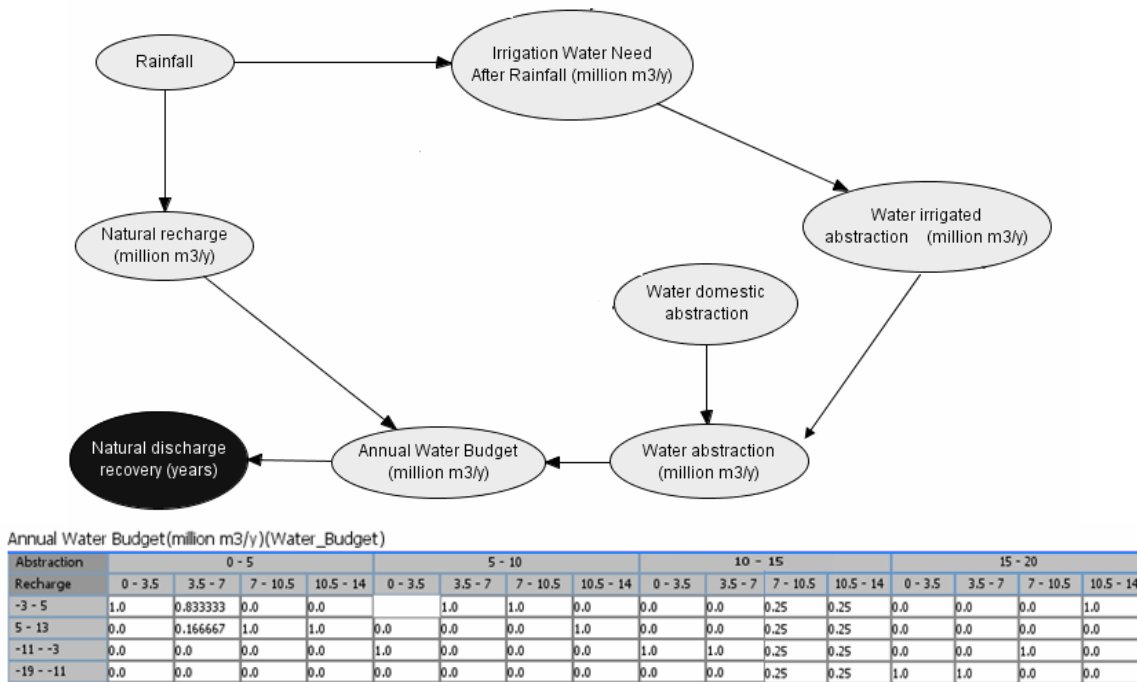


Figura 2.3 Ejemplo de Red Bayesiana y de Tabla de Probabilidad Condicional (CPT)

El uso de BNs presenta una serie de ventajas con respecto al empleo de otros SSDs para la gestión medioambiental (Bromley, 2005b). En primer lugar, la red bayesiana es una representación del conocimiento de un sistema determinado que tenga relevancia en la toma de decisiones. Además, una red Bayesiana muestra la composición del modelo que se diseña teniendo en cuenta la participación activa de los stakeholders, de forma tal que la estructura de la red, es decir, las variables incluidas y sus relaciones, es la que los propios stakeholders perciben en la realidad. En el proceso de diseño de la red es frecuente la existencia de opiniones encontradas y conflictos de intereses, pero el resultado final es fruto del consenso entre las distintas partes. En segundo lugar, el uso de BNs tiene la ventaja de representar la incertidumbre de una forma sencilla atractiva e intuitiva, ya que el uso de complicados procesos matemáticos desanima a los gestores y usuarios a la hora de la implementación de otras técnicas y herramientas. Por otro lado, la técnica tiene un carácter flexible, tanto desde el punto de vista de su escala de actuación, como de la propia estructura de las BNs; esto hace que esta herramienta sea especialmente útil para tratar y modelizar problemas que no tienen una estructura ni una organización clara, como es el caso de problemas medioambientales y como los de la gestión del agua. La estructura modular y flexible de las BNs hace que, con el software adecuado, puedan ser contraídas y expandidas por el diseñador del SSD, lo que es realmente útil a la hora de exponer los resultados al público en general. Finalmente, la base matemática que sustenta las BNs permite la utilización de análisis de sensibilidad para identificar las variables más importantes y las que generan un mayor impacto en un determinado proceso. Aunque otras herramientas para el análisis integrado de la gestión del agua también contienen análisis de sensibilidad, las BNs permiten distinguir incertidumbres del SSD a través del propio análisis probabilístico, así como la comparación de los resultados calculados con los observados (Ames, 2002).

2.6 Redes Bayesianas Orientadas a Objetos (Object-Oriented Bayesian Networks, OOBNs)

Las redes Bayesianas Orientadas a Objetos (OOBNs) están basadas en la Programación Orientada a Objetos (“Object Oriented Programming”, OOP), cuyo inicio se remonta a la década de los sesenta, cuando fue introducido el concepto de programación con unidades discretas dentro de un código reutilizable. La noción de “objetos” en programación apareció por primera vez en el Instituto Tecnológico de Massachusetts (MIT) con el sistema PDP-1. Los “objetos” son la clave para entender la tecnología orientada a objetos (Koller et al., 1997). En el “mundo real” un objeto puede ser cualquier cosa, por ejemplo una mesa, un animal, o ejemplos más relacionados con la gestión hídrica como un sondeo, un río, un abastecimiento, un acuífero o un campo de cultivo. Estos objetos tienen dos características principales, pueden tener comportamientos y pueden presentar estados diferentes que les hace ser cambiantes en el tiempo y diferenciarse del resto.

Desde los años sesenta han sido desarrollados numerosos lenguajes de programación orientados a objetos, tales como Simula (Dahl et al., 1966), Algol (Wirth et al., 1966), Smalltalk (Kay, 1975), Intel iAPX 432, (Corradi, 1983), Linn Smart Rekursiv (Harland, 1991), C++ (Stroustrup, 1986), Ada (Ichbiah, 1984), FORTRAN (Backus, 1964), Pascal, (Wirth, 1993), and Java (Sun Microsystems, 1995). Más recientemente han aparecido Python (Van Rossum, 1991), Ruby (Flanagan, 2008), y los que probablemente sean los más exitosos lenguajes: Visual Basic.NET y C#, creados por Microsoft. Actualmente, la mayoría de las universidades incluyen la programación orientada a objetos como asignaturas dentro de los primeros cursos de los planes académicos de informática. Además, todos los lenguajes de programación actuales incluyen el OOP.

El OOP está basado en el concepto de conjunto de objetos que cooperan entre ellos (interrelacionados), en contraposición con la visión tradicional donde existe un programa que es visto como un conjunto de acciones individuales y aisladas entre sí (subrutinas). Con el OOP, cada objeto es capaz de recibir mensajes, procesar datos y enviar mensajes a otros objetos (Eeles, 1998). Cada objeto, además, puede ser visto como independiente y con una función diferente. De esta forma, el OOP usa el concepto de “objeto” y sus interacciones para diseñar aplicaciones y programas informáticos (Martín, 1996). El OOP incluye características como encapsulación, modularidad, polimorfismo, y herencia (Armstrong, 2006).

La programación tradicional tiende a separar los datos que reflejan el comportamiento de los sistemas, mientras que en OOP esta separación no existe; de esta forma, los resultados procedentes de fenómenos ocurridos en el “mundo real” pueden ser representados de una forma mucho más aproximada (Booch, 1996). El OOP permite reflejar fielmente la estructura de los sistemas en el mundo real y, por ello, resulta muy útil para modelizar sistemas de comportamiento complejo (Wirth, 2006).

Una red Bayesiana tradicional no es capaz de recibir o transmitir información desde fuera de la red. Por el contrario, una Red Bayesiana Orientada a Objetos (OOBN) puede unirse a otras OOBNs para formar un conjunto de redes, que pueden relacionarse entre sí y transmitirse la información de una a otra. La transferencia de información se logra mediante la creación de variables de salida y de entrada en cada red. Este tipo de variables son capaces de importar y exportar información entre las redes individuales. Las variables que ejercen de unión entre redes se llaman nodos interfase (“interfase nodes”). En este modelo de OOBNs se diseña una red final (“master network”), en la que se representan las redes anteriores mediante un tipo de variables llamadas nodos de instancia (“instance nodes”), que son una clase de variables que representan a otra red remota (Figura 2.4). En esta terminología cada OOBN individual equivale a una “clase” y cada variable constituye el “objeto”. Por tanto, un conjunto de objetos relacionados entre sí forman una clase (Tabla 2.2).

Las OOBNs son capaces de respetar la jerarquía entre clases tal y como sucede en el mundo real, en donde la organización de los sistemas contiene una jerarquía intrínseca entre las diferentes partes que constituyen dicho sistema. Para comprender mejor la complejidad del pensamiento humano en términos de jerarquías de clases, se ha propuesto por el grupo de trabajo de esta investigación un ejemplo sencillo, que se expone a continuación. Si consideramos la viabilidad económica de un sistema agrícola, el pensamiento humano podría tratar el problema en términos de tres clases con grado decreciente de jerarquía. En primer lugar la renta agraria, en un segundo nivel los tipos de cultivos y finalmente un cultivo determinado como la uva. El pensamiento humano hará un ejercicio de abstracción selectivo entre las tres clases anteriores. El uso de “instance nodes” permite que se pueda trabajar con diferentes niveles de abstracción en la construcción de un modelo de OOBNs.

Existen tres principales características procedentes de la OOP que, consecuentemente, las OOBNs tienen (figura 2.4):

1) Encapsulación: esta característica permite ocultar información interna tanto de las clases como de los objetos, lo que supone tener la capacidad de utilizar las clases como bibliotecas de información que pueden formar parte del modelo y mostrar en público la parte de la red que más interés en cada momento. Es importante señalar que las OOBNs no son únicamente bibliotecas de clases sino que tienen un marcado carácter probabilístico. En otras palabras, las OOBNs usan frases o construcciones intuitivas basadas en la probabilidad. Al igual que una

red Bayesiana tradicional, una OOBN asigna una distribución única probabilística para cada variable o nodo, que hace que no se necesite comprender la totalidad de la red para poder entender el comportamiento de una variable u otra o la relación entre algunas variables determinadas.

2) Herencia: es uno de los atributos más importantes de las OOBNs. Esta característica permite heredar la información entre clases de la misma o diferente jerarquía, y conlleva la creación de nuevas clases abstrayendo sus atributos y su comportamiento; es decir, no es necesario duplicar información existente en varias clases. Por ejemplo, si tenemos la clase genérica “tipo de cultivos”, entonces la clase “uvas” o “almendra” heredarán automáticamente los atributos de la clase más genérica. Esta función permite no repetir fragmentos de redes con las mismas características, lo que hace el modelado de los sistemas sea más real, más eficiente y más inteligible para los usuarios.

3) Polimorfismo: esta característica permite introducir “objetos” (variables) de distinta naturaleza dentro de las clases. Esto supone la posibilidad de generar una representación precisa del mundo real, ya que variables como las económicas, físicas, sociales y otras, pueden ser incluidas dentro de una misma red, lo cual es esencial para poder realizar un verdadero análisis integrado de la gestión del agua, en donde entran en juego aspectos de diferente naturaleza.

A modo de resumen se puede concluir que la principal diferencia entre las BNs tradicionales, y las OOBNs radica en que éstas contienen nodos de instancia “instance nodes” (Figuras 2.4 y 2.5). Como los sistemas están frecuentemente compuestos por componentes idénticos y repetidos, las OOBNs permiten relacionar redes con partes idénticas y evitar la repetición de esos componentes. Una variable de instancia “instance node” representa a otra red remota (sub-red) y su utilización hace muy sencilla la inclusión de elementos repetidos sin tener que repetir físicamente los fragmentos. Una OOBN equivale a una clase y un objeto equivale a una variable (Tabla 2.2). Además, una red (subred) que está representada en otra red mediante “instance nodes” puede tener a su vez otras “instance nodes”, por tanto una misma red puede actuar de sub-red y de master-red al mismo tiempo. Las OOBNs se pueden ver como una descripción jerárquica de un problema real. Para seguir con el ejemplo propuesto, el proceso para obtener la renta agraria en la clase “uva” tendrá componentes repetidos con las clases de otros tipos de cultivos. En BNs tradicionales esas partes repetidas se representan como fragmentos de red y, por tanto, la red resultante sería impracticable y de muy difícil comprensión por parte de los usuarios (recuérdese que las BNs deben tener estructura acíclica). Las OOBNs permiten la fácil comprensión y modelización de los problemas y mejora la comunicación entre los usuarios.

Las OOBNs pueden ser utilizadas de dos formas diferentes. La primera de ellas es que, dado que las Redes Bayesianas tradicionales tan sólo permiten el análisis para un periodo de tiempo de un año, las OOBNs permiten el uso de “Time Slicing”, que es útil para la predicción y simulación de problemas en el futuro. Un ejemplo de la propagación de una enfermedad en tres periodos de tiempo futuros se muestra en la figura 2.5.

La segunda forma de utilización de las OOBNs es la “Organizacional” (Molina et al., 2009) (Figura 2.6), donde el modelo de OOBNs está formado por Sub y Master redes. Una sub-red es una red pero que forma parte de un modelo mayor que está formado por otras redes. Una master-red es una red que es usada para describir el comportamiento general de un sistema y que contiene “instance nodes”. Esta es la forma en la que se ha usado en la presente

investigación, donde redes o clases (sub-redes o sub-clases), que representan diferentes dominios espaciales, en este caso acuíferos, están unidas a una red central, que resume el comportamiento socioeconómico global del sistema (véase el capítulo siete). La aplicación de las OOBNs a la hidrogeología ofrece un amplio campo de posibilidades para el análisis integrado de los recursos subterráneos para el que este estudio representa el punto de partida.

La construcción de SSD basados en OOBNs se muestra como una herramienta muy potente para científicos, gestores, usuarios etc., para evaluar los impactos de futuras intervenciones de gestión en sistemas hídricos basados total o parcialmente en aguas subterráneas, especialmente en zonas áridas y semiáridas caracterizadas por la escasez habida cuenta que los conflictos e intereses suelen alcanzar su punto álgido.

Tabla 2.2 Equivalencia de conceptos relacionados con OOP, OOBNs y BNs convencionales

Concepto de OOP	Redes Bayesianas orientadas a objetos (OOBNs)	Redes Bayesianas convencionales (BNs)
Clase (conjunto de objetos)	Redes Bayesianas Orientadas a Objetos (conjunto de variables o nodos con "instance Nodes")	Redes Bayesianas convencionales (conjunto de variables o nodos sin "instance Nodes")
Objeto	Variable o nodo	Variable o nodo
Atributo	Estado de la variable	Estado de la variable

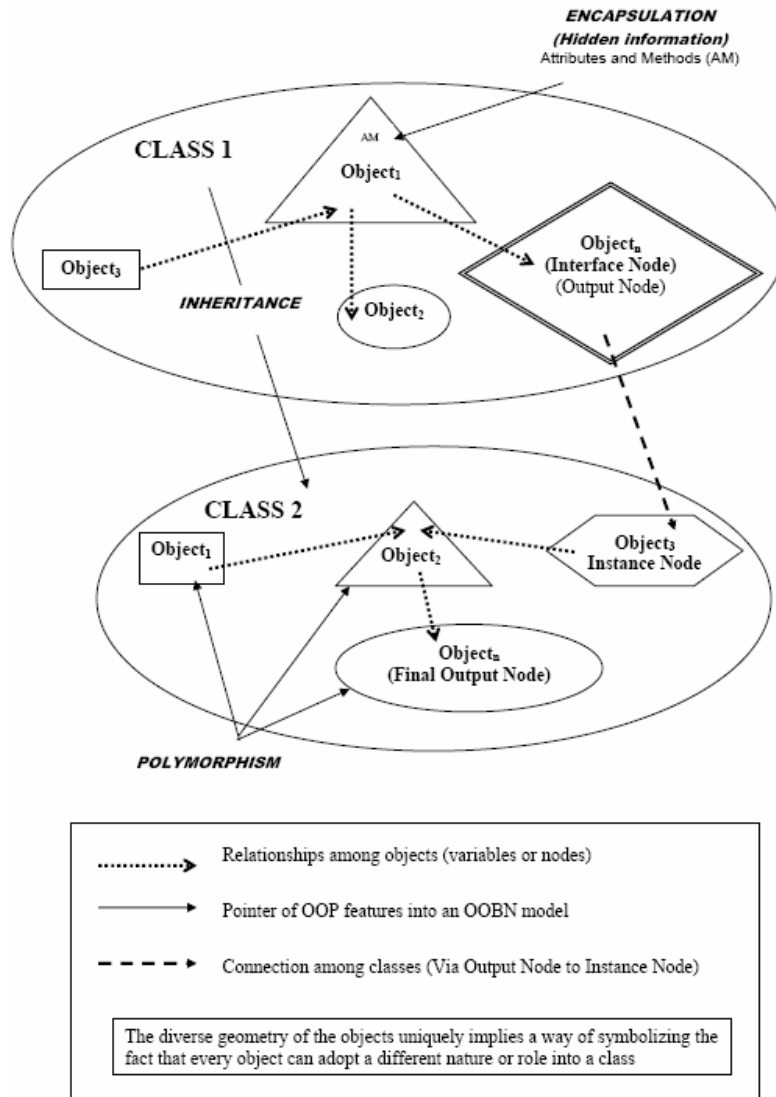


Figura 2.4. Principales características de una OOBN. Fuente: elaboración propia

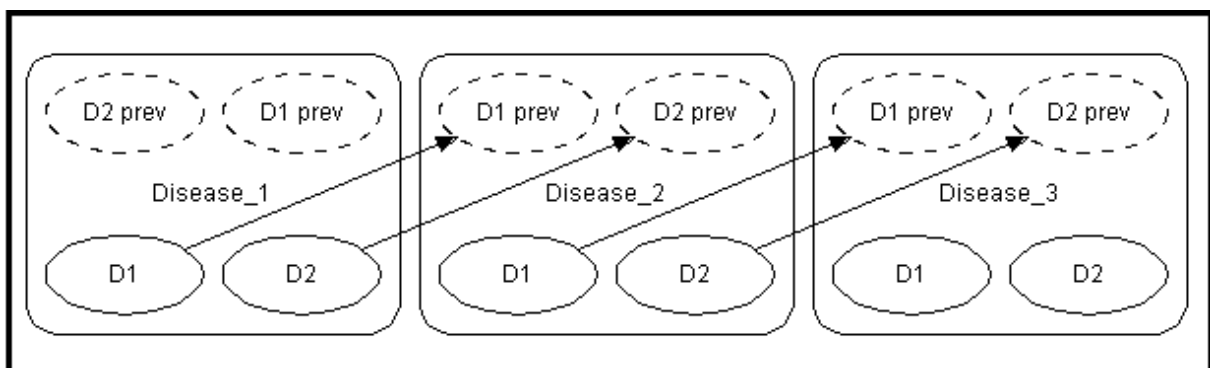


Figura 2.5 Ejemplo de aplicación "time slicing" para un problema de propagación de una enfermedad. Fuente: Kjærulff (2004)

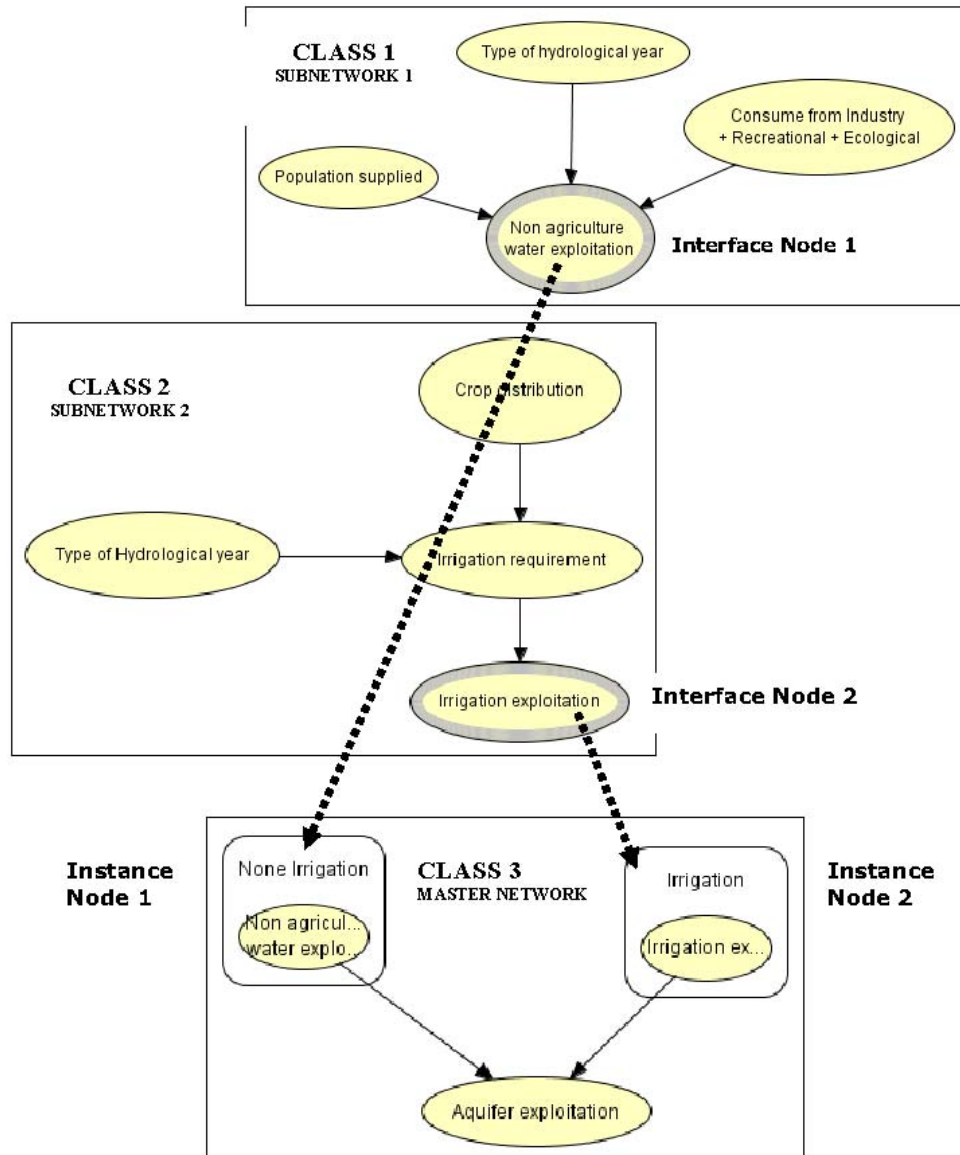


Figura 2.6 Ejemplo de una aplicación “organizacional” básica de OOBN para el análisis integrado de la gestión del agua subterránea

2.7 Optimización Multiobjetivo Evolutiva (Evolutionary Multiobjective Optimization, EMO)

La mayor parte de los problemas de optimización de sistemas reales presentan múltiples objetivos a resolver simultáneamente y habitualmente están en conflicto entre sí. Sin embargo, a fin de simplificar su solución, muchos de estos problemas tienden a modelizarse con una sola función objetivo, de tal manera que se usa sólo una de las funciones originales y se manejan las adicionales como restricciones.

La toma de decisiones en la gestión del agua es normalmente un proceso arduo y complejo debido al carácter contrapuesto inherente a la combinación de aspectos tan dispares como los económicos sociopolíticos, hidrológicos y medioambientales. La selección de estrategias

apropiadas de gestión frecuentemente implica tratar de conciliar y resolver múltiples conflictos con objetivos que deben ser optimizados simultáneamente. Todo ello se traduce en un rango de soluciones óptimas que pueden ser englobadas en el denominado frente de Pareto. Tales soluciones son aquellas para las que no es posible mejorar la optimización en un objetivo determinado sin empeorar al menos uno de los otros objetivos.

Una revisión de la literatura científica indica que actualmente existen unas 30 técnicas de optimización multiobjetivo, aunque la mayoría de ellas están limitadas a frentes de Pareto con ciertas características (p.ej., convexos) y suelen requerir un punto inicial de búsqueda. Adicionalmente, suelen generar una sola solución por ejecución. El potencial de los algoritmos evolutivos para resolver problemas de optimización multiobjetivo se remonta a finales de los años sesenta, cuando Rosenberg (1967) indicó la posibilidad de usar algoritmos genéticos en este dominio. Sin embargo, el primer intento real por extender un algoritmo evolutivo a problemas multiobjetivo es el “Vector Evaluated Genetic Algorithm” (VEGA) desarrollado por Schaffer (1985) y presentado en la Primera Conferencia Internacional de Algoritmos Genéticos (1985). Los algoritmos de Optimización Multiobjetivo Evolucionaria (“Evolutionary Multiobjective Optimization”, EMO) ofrecen la posibilidad de encontrar fácilmente el frente de Pareto (Farmani et al., 2005a). A pesar de que la eficiencia de estos algoritmos para resolver un buen número de problemas complicados del mundo real está bien ilustrada (Farmani et al., 2005b, 2006 y 2007), existen grandes limitaciones de aplicación en la gestión de recursos hídricos (Farmani et al., 2009).

En la presente Tesis Doctoral se ha acoplado una herramienta de EMO basada en el algoritmo NSGAI (Deb et al., 2000) con el modelo de OOBNs para seleccionar el mejor conjunto de opciones de gestión como ayuda al proceso de toma de decisiones. Dicho trabajo se ha realizado en colaboración con el Departamento de Ingeniería de la Universidad de Exeter (Reino Unido), gracias al cual se ha podido utilizar la herramienta EMO GANetXL (2007) desarrollada por dicho Departamento. GANetXL se emplea para examinar el modelo de OOBNs en búsqueda de inconsistencias y para generar una serie de soluciones óptimas de alternativas de gestión, con el fin de satisfacer una serie de objetivos contrapuestos, tales como la reducción de la explotación de los acuíferos para acortar su periodo de recuperación de niveles piezométricos y la generación de riqueza agrícola. Esto se ha realizado considerando las preferencias de los stakeholders en cuanto a los escenarios e intervenciones de gestión propuestos, y la técnica EMO ha sido usada como una herramienta para satisfacer, de la mejor forma, los intereses de los distintos stakeholders. Las alternativas de gestión óptimas se sitúan en el frente de Pareto.

2.8 Análisis Multicriterio (Multicriteria Decision Analysis, MCDA)

La técnica de Análisis Multicriterio (“Multicriteria Decision Analysis”, MCDA) desarrollada en la década de los sesenta, se usa para hacer una evaluación comparativa de diferentes intervenciones de gestión hídrica, en donde los conflictos y la participación de los stakeholders son una cuestión de la mayor importancia. Esta técnica de MCDA es una herramienta para la comparación donde se tienen en cuenta numerosos puntos de vista y, por tanto, es particularmente útil durante la decisión de alternativas o intervenciones de gestión en problemas complejos. Cada estudio de MCDA también debe establecer los objetivos generales del problema. Varios estudios han sido desarrollados sobre la teoría y la práctica de la aplicación del MCDA (Marttunen et al., 2005; Belton et al., 2002; Hobbs et al., 2000; Roy, 1996; Clemen, 1996). Como estudios de MCDA sobre la gestión hídrica destacan Lahdelma et al., (2000), Herath (2004), y Hostmann et al., (2005).

Existen numerosos métodos para realizar MCDA (Chowdury, 2008) y todos ellos ofrecen una clasificación de alternativas u opciones entre la más positiva y la más negativa en función de unos criterios para cumplir con los objetivos preestablecidos. De esta forma ninguna opción puede ser la mejor en cumplir todos los criterios, que pueden ser tanto cuantitativos como cualitativos.

El MCDA puede ser representado como una matriz X con n alternativas o intervenciones y m criterios (Hippel, 1992). Esta matriz es usualmente conocida como Matriz de Evaluación (EM).

$$X = \begin{pmatrix} X_{11} & \dots & X_{n1} \\ \vdots & & \vdots \\ X_{1,m} & \dots & X_{n,m} \end{pmatrix}$$

Las intervenciones de gestión se valoran en función de su impacto con respecto a los objetivos generales del estudio. A su vez, cada grupo de interés consultado asigna un valor o coeficiente a cada criterio establecido atendiendo a sus intereses; de esta forma, normalmente cada stakeholder ordena los criterios en función de su prioridad. Obviamente, la prioridad de cada grupo de interés es muy diferente y, por tanto, el coeficiente final que se le asigna a cada criterio está ponderado por todos los stakeholders consultados y es un valor representativo para el caso de estudio (Hajkowicz, 2008). Una vez que las intervenciones y los criterios han sido definidos y valorados de una forma ponderada, se puede realizar una estimación cuantitativa o cualitativa del impacto generado por cada intervención en términos de ese criterio. De esta forma, las intervenciones de gestión se evalúan y el resultado final permite establecer una clasificación de intervenciones entre la más y la menos idónea.

Algunas referencias bibliográficas identifican cientos de técnicas de MCA para evaluar opciones y asignarles una clasificación (Hayashi, 2000; Pohekar et al., 2004; Figueira et al., 2005). Las posibilidades de construir nuevos métodos mediante la combinación o modificación de los existentes son prácticamente ilimitadas (Hajkowicz, 2008).

En la presente Investigación de Tesis Doctoral se ha empleado la técnica elegida MCA de "Weighted Summation" (WS), en la que una vez ponderados los criterios y evaluadas las intervenciones de gestión, se procede a multiplicar el valor de los dos términos, y el resultado obtenido indica la valoración final de cada intervención o alternativa de gestión.

CAPÍTULO 3. ESTRATEGIAS DE GESTIÓN DE ACUÍFEROS

En este capítulo se analizan los principales aspectos y estrategias que debe regir una adecuada gestión del agua subterránea. Para esto, se expone la situación genérica de los países poco desarrollados en comparación con la gestión de acuíferos que se empieza a realizar en los estados de la Unión Europea tras la implementación de la Directiva Marco del Agua. El capítulo se articula a través de los apartados siguientes: el de introducción, donde se describen los aspectos generales de la gestión de acuíferos; a continuación, se realiza un análisis del agua subterránea en la planificación hídrica, donde se contextualiza la gestión de acuíferos dentro de un marco general de planificación de aguas; el tercer apartado analiza todas las herramientas que se tienen a disposición, con el objetivo de realizar una gestión integrada del agua subterránea y, por último, se comentan aspectos relacionados con la protección de la calidad del agua subterránea y los ecosistemas dependientes de ésta.

3.1 Introducción

El agua subterránea es un recurso vital y escaso para un tercio de la población mundial que habita en zonas áridas y semiáridas. El almacenamiento de agua subterránea representa más del 99% de las reservas de agua dulce no congelada. En Europa, se calcula que el 65% del agua suministrada por la red pública es de origen subterráneo, es el principal recurso hídrico para la agricultura de regadío y numerosas instalaciones industriales dependen de ella para su funcionamiento (Eurostat, 1997). La acelerada explotación del agua subterránea durante las últimas cinco décadas ha generado importantes beneficios sociales y económicos, al ser una fuente de abastecimiento de fácil acceso, bajos costes de extracción relativos, mayor garantía durante las sequías y usualmente, con una buena calidad para el abastecimiento a la población rural, urbana y para el riego de cultivos con alto valor económico de mercado. Desde mediados del pasado siglo, los avances tecnológicos en la perforación de pozos y en los sistemas de bombeo han conducido a un notable abaratamiento en los costes de extracción de agua subterránea, lo que ha provocado un aumento espectacular en su uso, en prácticamente todos los países áridos o semiáridos. Uno de los casos más llamativos ha sido el de la India, donde se han puesto en regadío más de 40 millones de hectáreas en los últimos decenios. Sin embargo, la inversión para su gestión y protección ha sido escasa, en gran parte debido a que no existen apenas ejemplos de agotamiento físico brusco de los recursos hídricos subterráneos y, por tanto, no existen motivaciones fuertes a corto-medio plazo a diferencia de las aguas superficiales.

En un reciente foro científico-técnico (ISGWAS, 2006), se definieron los principales aspectos que deberían contener los estudios de análisis integrado de la gestión del agua (Llamas et al., 2006), así como unos indicadores a tener en cuenta a la hora de evaluar esos aspectos en las aguas subterráneas (Vrba et al., 2006). A pesar de ello, aún son pocos los estudios que proponen metodologías para realizar dicho análisis, y donde se incorporen todas las peculiaridades que tienen los acuíferos y las aguas subterráneas y que las diferencian de las aguas superficiales.

El agua subterránea, como recurso natural limitado, precisa de una adecuada gestión en el que el balance tienda a estar equilibrado, a menos que un estudio riguroso, en el que se realice un balance multidisciplinar de impactos positivos y negativos, sugiera lo contrario, y de esta forma puedan explotarse las reservas. Para esto, la IWRM representa una excelente herramienta de análisis, ya que incorpora la dimensión técnica, científica, política, legislativa

y organizacional dentro de un sistema hídrico y, en definitiva, todos los aspectos involucrados en su gestión y funcionamiento.

A pesar de que la cantidad de agua subterránea almacenada es enorme, su tasa de renovación es relativamente reducida y se limita principalmente a los acuíferos más someros, en los que existe un gran riesgo de deterioro de la calidad debido a la contaminación. La sostenibilidad del agua subterránea, por tanto, representa uno de los mayores retos en la gestión de los recursos naturales (WB, 2006); no obstante, ésta no se puede estudiar desde un punto de vista sectorial, sino que debe ser analizada desde la mayor cantidad de los puntos de vista y de una forma integrada (Molina et al., en prensa). Muchos países, incluso los más desarrollados, necesitan valorar su dependencia socioeconómica del agua subterránea e invertir en desarrollar sus capacidades para empezar a gestionar el recurso. Por tanto, es necesario avanzar de forma práctica y rápida, con el objetivo de afrontar este reto, y aunque la amplia gama de sistemas de agua subterránea, así como de situaciones socioeconómicas asociadas impiden que exista una receta simple para emprender acciones, es posible establecer una metodología o procedimiento de actuación marco, para abordar este tipo de estudios.

La sostenibilidad del agua subterránea, a su vez, está íntimamente ligada a una variedad de asuntos de micro y macro política que condicionan el uso del agua y del suelo (Custodio, 1989). De esta forma, para utilizar de forma sostenible este recurso, se requiere emprender acciones en dos niveles administrativos: medidas de política macroeconómica y medidas de gestión a nivel local. Las medidas a gran escala son necesarias debido a que la demanda del agua subterránea se ve muy influida por las ayudas y subsidios nacionales, que afectan tanto a la dimensión de las actividades agrícolas que dependen de este recurso, como a la velocidad de adaptación hacia actividades menos consumidoras de agua. Las microeconómicas, a su vez, resultan esenciales para establecer ajustes institucionales eficaces que regulen, protejan y controlen los recursos.

Un estudio que aborde el análisis de la gestión del agua subterránea en un momento determinado, se debe basar, en gran medida, en la información e interrelación sobre factores tales como las características y funcionamiento natural de los sistemas acuíferos involucrados, la magnitud de la extracción de agua, la identificación de los usuarios, los servicios ambientales que dependen del agua subterránea, la susceptibilidad y vulnerabilidad a la degradación de los sistemas acuíferos, la rentabilidad económica del recurso, los aspectos sociales relacionados con el recurso, y legislación disponible y grado de aplicabilidad.

3.1.1 Peculiaridades en la gestión del agua subterránea

El agua es un recurso único. Todos los tipos de agua forman parte del mismo ciclo hidrológico global que debería ser analizado en su conjunto. Sin embargo, el agua subterránea tiene una serie de peculiaridades que la diferencia del agua superficial, desde diversos puntos de vista, y por tanto, hacen que su gestión sea también diferente (FAO, 2003a).

En cuanto a las peculiaridades hidrológicas, el agua subterránea difiere del agua superficial por su entorno químico-físico en el que se encuentra; además, mientras el agua superficial fluye de manera relativamente rápida durante su paso por la red de drenaje y el área de captación de cada cuenca es usualmente estático y está condicionada por la topografía de superficie, el agua subterránea se mueve a través del medio, desde zonas de recarga a zonas de descarga, normalmente a tasas lentas que van desde 1 m/año a cientos de m/día (IGME, 2001). De esta forma, pueden pasar amplios periodos de tiempo, entre la entrada al sistema, por medio de la recarga, y la salida, por medio de la descarga final hacia un manantial, río,

mar o una descarga profunda hacia otro acuífero contiguo. Además, los límites del flujo de agua subterránea (en superficie y profundidad) resultan más difíciles de definir y pueden variar en el tiempo. Debido a todo esto, las grandes tasas de residencia, las tasas lentas de flujo, los grandes volúmenes de almacenamiento o las grandes alteraciones físico-químicas en la calidad del agua, son algunos de los aspectos hidrológicos diferenciadores del agua subterránea con respecto al agua superficial. Todos estos aspectos que enlazan con los conceptos de uso conjunto aguas superficiales-subterráneas resultan claves para ampliar la garantía de los abastecimientos y regadíos.

Respecto a las peculiaridades no hidrológicas de las aguas subterráneas cabe señalar, en primer lugar, que mientras que la percepción de la sociedad de las aguas superficiales como “recurso estético y predecible”, las aguas subterráneas son percibidas aún como algo mítico e impredecible (López-Gunn et al., 2000). De esta manera, puesto que el agua subterránea representa la parte invisible del ciclo hidrológico, suele generar conceptos erróneos entre los grupos de interés (stakeholders). Además, los gestores de recursos hídricos, así como los usuarios, tienen gran escasez de conocimientos en cuanto a las aguas subterráneas y los impactos que se genera en función de una actuación u otra. Este hecho hace que la utilización del agua sea aún irracional en la mayoría de los casos y haya una excesiva complacencia en cuanto al uso intensivo del agua subterránea. Por otro lado, mientras el coste de desarrollo a partir del agua superficial es normalmente elevado, el de las subterráneas es generalmente reducido (Berbel et al., 2005). Por otro lado, el riesgo por el desarrollo en las aguas subterráneas es menor del que se percibe a menudo, y el de las superficiales es más del que se supone. Otro elemento diferenciador clave es que las interacciones con la sociedad no se manifiestan en forma de conflictos “aguas arriba-aguas abajo” sino de forma compleja y habitualmente inexacta. Finalmente, la inversión pública ha estado centrada en el desarrollo de las aguas superficiales, mientras que el del agua subterránea ha sido, mayoritariamente, por iniciativa privada.

3.1.2 Objetivos generales de la gestión del agua subterránea

La gestión de los recursos de agua subterránea tiene como principal objetivo el equilibrar la explotación de un recurso complejo con las crecientes demandas y preservación del medio ambiente, y procurar minimizar la amenaza a la disponibilidad y al deterioro de la calidad del recurso hídrico.

La mayor parte de los ejemplos de uso de los acuíferos a nivel mundial ponen de manifiesto que la gestión del agua subterránea no se percibe como necesaria hasta que se empiezan a detectar efectos negativos para los propios usuarios (FAO, 2003a). A partir de ese momento cuando se demandan instrumentos reguladores de gestión para un sistema hídrico o acuífero determinado y se inicia un círculo vicioso de acontecimientos. De esta forma, un aumento del bombeo genera reducción en la cantidad y/o calidad del recurso, y una reducción de la extracción genera unas pérdidas económicas al no poder satisfacer las necesidades creadas durante todo el periodo sin planificación o regulación (UNESCO, 2004).

La adecuada gestión del agua subterránea requiere una serie de requisitos indispensables, entre los que destacan la necesidad de colaboración estrecha entre gestores y stakeholders, es decir, que las dimensiones socioeconómicas (gestión de la demanda) son tan importantes como la dimensión hidrogeológica y ambiental (gestión de la oferta) y siempre se requiere la integración de ambas (Bromley, 2005b). Para una adecuada gestión de la oferta es necesario comprender en profundidad los sistemas acuíferos y sus susceptibilidades específicas a los impactos negativos generados por una extracción excesiva. Para una correcta gestión de la

demanda, a su vez, es necesario tener en cuenta, en primer lugar, que las metas de desarrollo social ejercen gran influencia sobre el grado de uso del agua y, por tanto, es necesaria una coordinación entre sectores productivos; en segundo lugar hay que comprender que las intervenciones reguladoras, como modificación del régimen de derechos de agua, y las herramientas económicas son más eficaces si se aplican con alta participación de los usuarios. Por otro lado, hay que saber que tanto las condiciones hidrogeológicas como las socioeconómicas usualmente están muy ligadas a una ubicación específica, por lo que es muy difícil establecer una receta única para la gestión integrada del agua subterránea; además, hay que reconocer que el desarrollo de un enfoque sobre la gestión que sea eficaz y sostenible, siempre necesitará una participación activa de los grupos de interés; finalmente, la implementación de medidas de gestión, con frecuencia requerirá desarrollar la capacidad de todos los agentes implicados en el proceso.

3.1.3 Gestión y niveles de desarrollo del agua subterránea

Una regla general a tener en cuenta durante el proceso de gestión del agua subterránea es el necesario equilibrio entre el coste y el beneficio de las actividades e intervenciones de gestión, por lo que debería considerarse la susceptibilidad a la degradación del acuífero estudiado, así como los intereses legítimos de los usuarios donde se incluyen también los ecosistemas dependientes. Por otro lado, resulta evidente que las intervenciones de gestión deben contextualizarse dentro de la evolución normal del aprovechamientos de las aguas subterráneas, por lo que se deberán identificar diversos niveles de desarrollo en los que se sitúe el sistema hídrico en cuestión. En cualquier caso, generalmente se cumple que, a igualdad de costes, las actuaciones de gestión con enfoques preventivos son normalmente más eficaces que las que aplican a posteriori. En la mayor parte de los casos pueden distinguirse hasta cuatro niveles de desarrollo del agua subterránea (WB, 2006) (Figura 3.1): situación de partida prácticamente en régimen natural y sin déficit de recursos hídricos (Etapa 0), déficit incipiente (Etapa 1), déficit importante (Etapa 2); la última etapa (Etapa 3) puede dividirse en dos posibilidades: un desarrollo muy intenso pero estable (3a) y un desarrollo inestable (3b). Evidentemente, para cada etapa de desarrollo de las aguas subterráneas las herramientas de gestión a aplicar y la intensidad de su aplicación deben ser diferentes. Cada acuífero puede ser caracterizado en función de la evolución piezométrica histórica y, de esta forma, se puede analizar y correlacionar las repercusiones socio-económicas con el volumen de explotación del acuífero.

Desafortunadamente, el último escenario (Etapa 3) es el más común en aquellas zonas dependientes del agua subterránea (usualmente en zonas áridas y semiáridas), donde no suele haberse efectuado una planificación y gestión previa, por lo que una vez que la explotación supera a los recursos renovables del sistema, resulta difícil revertir la situación. Estas cuestiones se relacionan con las posibilidades que ofrecen las reservas de los acuíferos que pueden ser explotadas de forma planificada y temporal, de tal manera que parte de los beneficios que se generen sean reinvertidos en procurar disponer de otros recursos adicionales que puedan tardar más tiempo en incorporarse al sistema o su coste sea mayor.

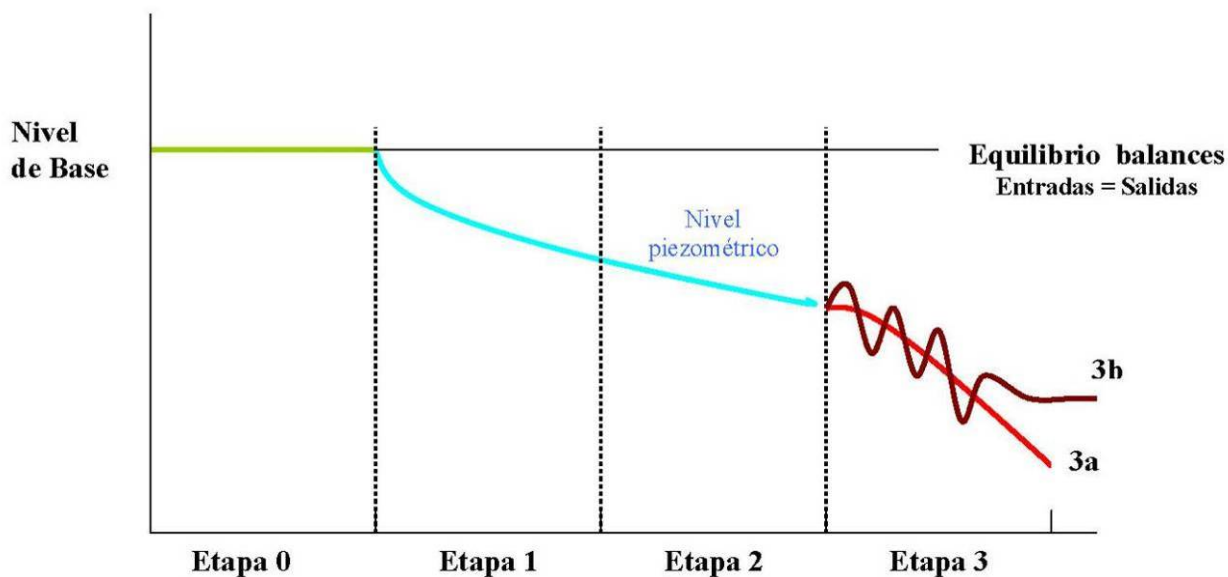


Figura 3.1 Niveles de desarrollo del agua subterránea

3.2 El agua subterránea en la Planificación Hidrológica

La planificación hidrológica debe constituir el camino que conduzca a una gestión sostenible. A pesar de que las aguas subterráneas y las superficiales están íntimamente relacionadas, las diferencias entre ambas han tenido implicaciones muy importantes para la inclusión de unas u otras en la planificación hídrica en muchos países de mundo. Para abordar con cierto rigor los complejos sistemas de flujo del agua subterránea, es necesaria, en una fase temprana de la planificación, una caracterización muy completa de los acuíferos, y con el estado actual de conocimiento resulta difícil integrar la planificación del agua subterránea y de la superficial incluso en el ámbito europeo. Resulta clave comprender que el comportamiento de los sistemas acuíferos se puede llegar a pronosticar con igual certeza que el del agua superficial, si se establece un control adecuado y, además, la incertidumbre generada por la falta de información se puede compensar con el “efecto de amortiguamiento” relacionado con la capacidad de almacenamiento de los acuíferos, que difiere las afecciones temporalmente, aunque esto ha sido en muchos casos motivo de planificaciones erróneas o ausentes.

Al igual que ocurre con las aguas superficiales cada situación requiere de un enfoque diferente. De este modo, se pueden tener el caso de acuíferos grandes con una relativamente reducida cuenca superficial (ej., Cuenca del Río Lerma, México), en donde se plantearía que cada sector del acuífero tenga un plan de gestión específico que pueda ser integrado con el resto de planes. En casos como los acuíferos cuaternarios someros de gran extensión (ej., Cuenca del Medio y Bajo Indos, Pakistán), en los que resulta imprescindible tener en cuenta la relación río-acuífero para evitar problemas de movilización de sales y de contaminación en general. Casos completamente diferentes son los acuíferos profundos y extensos en regiones áridas o semiáridas (ej., Areniscas Nubias del Norte de África) (WB, 2006). En estos casos el flujo que predomina es el subterráneo ya que el superficial es casi nulo, por lo que es más útil definir un plan de gestión para el recurso de agua subterránea y hacerlo a nivel de acuífero o de acuíferos, si se trata de sistemas hídricos multicapa. Por último, se puede dar el caso de zonas con existencia de acuíferos menores, caracterizados por distribución espacial

discontinua, niveles someros, y bajo potencial (ej., Zona Sub-Sahara), (WB, 2006); en este caso, la escasez del recurso y la no interacción con la red de drenaje superficial podría justificar el no realizar una planificación completa del agua subterránea; no obstante, en estas zonas puede haber casos puntuales en el que el recurso subterráneo tenga una importancia local estratégica, en cuanto a fuente de abastecimiento a poblaciones, con lo que hay que hacer un esfuerzo para la ubicación correcta de captaciones y analizar previsibles modificaciones de la calidad.

Si bien no existe razón técnica alguna por la que la gestión de agua subterránea no deba ser integrada, muchas administraciones de cuenca, a lo largo del mundo, han subestimado o pasado por alto el valor del agua subterránea como recurso de calidad y amortiguador de sequías y no se le ha dado importancia a su gestión. No obstante, para abordar una gestión eficiente del agua subterránea se requiere de una mejor integración del conocimiento suelo-agua que en el caso de las superficiales, así como abordar las restricciones impuestas por marcos legales incipientes e instituciones u organizaciones también débiles y con falta de operatividad. Además, hay que tener en cuenta la escasez de información hidrogeológica de relevancia con la que se parte en la mayoría de los casos y la falta de recursos humanos especializados en las administraciones hidráulicas competentes. Con todos estos argumentos, es lógico que la gestión integrada de acuíferos sea un enfoque prematuro en aquellos países cuya principal preocupación sea construir la infraestructura de captación básica para el abastecimiento de la población (Hirata, 2006), y ni siquiera han realizado un proceso de planificación hídrica.

En el ámbito europeo la promulgación de la Directiva Marco del Agua (DMA) ha significado un cambio sustancial en la planificación y gestión de las aguas subterráneas. La DMA contiene diferentes disposiciones para la protección y conservación de las aguas subterráneas. La Directiva contempla la necesidad de adoptar medidas destinadas a prevenir y controlar la contaminación de las aguas subterráneas, incluidos los criterios para valorar el buen estado químico de las aguas subterráneas y criterios para la determinación de las tendencias significativas o sostenidas al aumento y para la definición de los puntos de partida de las inversiones de tendencia (art. 17). Las aguas subterráneas situadas en las masas de agua utilizadas para la extracción de agua potable, o que se pretendan utilizar con esta finalidad en el futuro, deben ser protegidas de modo que se evite el deterioro de la calidad de esas masas de agua, con objeto de reducir el nivel del tratamiento necesario para la producción de agua potable, (art. 7). Además en el año 2006 se promulgó una directiva específica que regula la gestión de las aguas subterráneas (Directiva 2006/118/CE) y que establece el marco de actuación para ellas.

3.2.1 Elementos básicos para la planificación de los recursos de agua subterránea

En el ámbito europeo, la DMA articula el procedimiento de planificación de aguas subterráneas mediante los mismos pasos que se desarrollaron en el segundo capítulo. En el presente apartado se pretende dar una visión a nivel general, extrapolable a otros países, de los componentes generales que debiera tener un proceso de planificación de recursos hídricos subterráneos, los cuales coinciden mayoritariamente con la metodología de la DMA.

Una perspectiva integrada de la planificación de acuíferos debe implicar una serie de elementos básicos que la articulen y que cubran todos los aspectos involucrados en ella (Giupponi et al., 2006). Como primer paso se debe realizar un análisis del estado actual de la situación, donde se deben identificar las presiones actuales y potenciales a los que están sometidas las MASs, así como evaluar los impactos producidos por ellas. A partir de ahí, se

debe tender a equilibrar las crecientes demandas del recurso con los requerimientos de los ecosistemas asociados, entre los que destaca las contribuciones subterráneas al flujo de base de los ríos y a los humedales de carácter hipogénico. Por otro lado, se debe tender a considerar los aspectos de eficiencia, sostenibilidad y equidad del uso del agua subterránea y sus relaciones con las derivaciones de agua superficial. Se debe asegurar que las políticas hídricas consideren la integración entre sectores, así como explicar cómo se puede hacer efectiva la prioridad del uso para abastecimiento humano y tomar en cuenta las relaciones entre la política macroeconómica, los objetivos de tipo social y ambiental, y la explotación, gestión y uso del agua subterránea. Como requerimiento transversal, se debe favorecer la participación de los grupos interesados y que tengan en cuenta las aguas subterráneas en el ordenamiento territorial. Por último, siempre que sea posible se debe recurrir al uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas.

El componente más importante es el plan de gestión integrada de cada una de las partes del sistema acuífero o de un cuerpo bien delimitado de agua subterránea, que pueda considerarse de forma razonable como independiente del resto del sistema (Mende, 2006). Uno de los primeros pasos a dar es el establecimiento de los límites para la gestión del agua subterránea, de forma que puedan abordar la situación hidrogeológica, los límites político-administrativos, los usos y alcance del agua procedente del acuífero/os en cuestión y los problemas y necesidades del gestión del recurso. También es muy importante en estas fases tempranas del proceso, fortalecer la gobernanza del agua subterránea; para esto se debe promover que los grupos de interés adquieran conciencia y establecer un marco legal y económico que facilite las tareas.

A nivel de acuífero, los actores principales en la planificación de los acuíferos son los mismos grupos de interés, porque son los que mejor conocen la problemática de la zona (Bromley, 2005a). No obstante, esta participación activa no es suficiente para alcanzar la buena gestión de un sistema hídrico, y normalmente la administración debe intervenir para delimitar y establecer las “reglas del juego” y objetivos que se persiguen. La operatividad y liderazgo de la administración estará condicionada por disponer o no de un equipo profesional interdisciplinar (hidrólogos, hidrogeólogos, economistas, ambientólogos, juristas, sociólogos...) y, además, de tener especialistas en la integración, es decir, profesionales capacitados para coordinar equipos interdisciplinarios y que estén cualificados para sintetizar los diferentes aspectos involucrados en el proceso de planificación y gestión.

Otro aspecto importante a conseguir es una estrecha interrelación entre la planificación y la implementación. Para eso es necesario llevar a cabo el plan de gestión del agua subterránea de una forma secuencial, en etapas sucesivas, comenzando por un primer borrador que permita evaluar las posibles dificultades para su implementación. De esta forma, se podrán tomar acciones para mejorar la gobernanza del recurso, así como preparar versiones más avanzadas del plan original, que sean cada vez más realistas. Por tanto, algunas de las tareas a realizar para conseguir la máxima aplicabilidad del plan de gestión son mejorar los acuerdos institucionales, establecer campañas de educación pública, mejorar la información sobre el recurso de agua subterránea y sus usos, establecer programas para el desarrollo de capacidades, y/o asegurar que las metas puedan alcanzarse y que las estrategias de implementación sean sencillas y directas.

Por último, la administración competente debe aprobar la versión final del plan, el cual debe ser vinculante tanto para la propia administración, como para los grupos de interés. La administración, además, debe ser la encargada de su actualización, en base a la experiencia

obtenida durante la fase de implementación. Finalmente, se debe establecer un plan de vigilancia y control, por parte de la administración, con el objetivo de garantizar el cumplimiento de la aplicación de dicho plan.

3.3 Herramientas de gestión

El proceso de planificación hidrológica hace que se esté en condiciones de realizar una gestión sostenible del recurso hídrico, sin embargo, tradicionalmente la gestión del agua subterránea ha carecido de una planificación previa que le diera consistencia y marcara unos objetivos bien definidos. Las medidas llevadas a cabo hasta la fecha, normalmente han resultado insuficientes, debido a su escasez, a la poca aplicación real, a la falta de un enfoque integrador bajo el que se analizan todos los aspectos involucrados en la problemática hídrica y a la falta de previsión y anticipación de los efectos potenciales que alteran el equilibrio del balance hídrico. En la tabla 3.1 se sintetizan las herramientas pertenecientes a cada aspecto implicado en los diferentes niveles de desarrollo posibles establecidos en apartados anteriores. El grado de aplicación creciente de las herramientas a medida que aumenta la utilización de las aguas subterráneas no está en sintonía con el requerimiento de la DMA de realizar un proceso de planificación para cualquier masa de agua, con el fin de anticiparse a los efectos de una potencial explotación y poder escoger entre diferentes escenarios de gestión hídrica posibles, establecidos de antemano (Figura 3.2); de esta forma, se aprecia claramente el carácter más avanzado de la DMA con respecto a otras normativas mundiales.

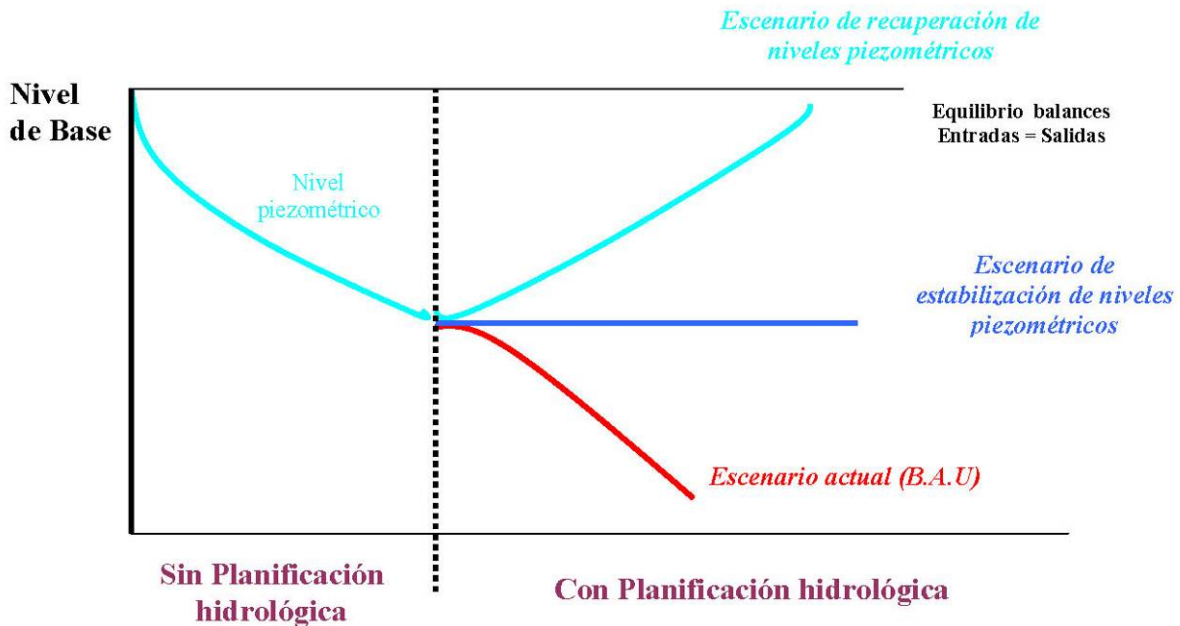


Figura 3.2 Representación esquemática de una situación sin planificación hidrológica y de otra situación con planificación donde se definen de antemano escenarios de gestión hídrica

Tabla 3.1. Niveles de aplicación de las herramientas de gestión de acuíferos para cada etapa específica de desarrollo del agua subterránea. Nota: Los niveles de desarrollo vienen especificados en la figura 3.1

HERRAMIENTAS	NIVEL DE DESARROLLO DEL AGUA SUBTERRÁNEA Y DE LA HERRAMIENTA			
	0	1	2	3
H. LEGISLATIVAS				
Legislación de Aguas	No existe	Discusión sobre preparación de la ley	Disposiciones legales para organizar a usuarios	Marco legal completo para gestión de acuíferos
Derechos de Agua	Consuetudinarios	Esclarecimiento esporádica a nivel local (vía judicial)	Reconocimiento que cambios en la sociedad se imponen a los derechos	Derechos dinámicos basados en planificación y gestión
Disposiciones reguladoras	Sólo regulación social	Regulación restringida (ej., Restricciones para perforación)	Regulación y aplicación activa por una agencia específica	Autocontrol y colaboración por los grupos de interés
H. INSTITUCIONALES				
	Vigilancia	Administración de datos e investigar el perfil de los usuarios. Definición de servicios prioritarios requeridos de un sistema acuífero	Regulación de la extracción y el uso. Asignación eficaz del recurso. Evaluación y protección de la calidad	Política de cobro y reinversión en control y administración del recurso.
H. ECONÓMICAS				
	No se reconocen las externalidades	Tasas simbólicas por la extracción del agua	Reconocimiento del valor económico del agua	Reconocimiento del valor económico del agua (cobro adecuado y aumenta posibilidad de reasignación)
H. TÉCNICAS				
Evaluación del recurso	Conocimiento básico del acuífero	Modelo conceptual basado en información de campo	Modelos numéricos para evaluar y simular diferentes escenarios de gestión.	Modelos numéricos ligados con Sistemas de Soporte a la Decisión usados para la planificación y gestión
Evaluación de la calidad	No hay deterioro	Variabilidad de la calidad es asunto relevante en la asignación	Conocimiento de los procesos de calidad del agua	Integración de la calidad en los planes de asignación y planificación
Control de acuíferos	No hay programa	Control de proyectos, intercambio de información	Rutinas de control establecidas	Uso de programas específicos para control para decisiones de gestión
PARTICIPACIÓN STAKEHOLDERS	Poca interacción entre gestores y usuarios	Participación reactiva y constitución de organizaciones de usuarios	Las organizaciones de grupos interesados conforman estructuras de gestión (ej., Consejo de Acuíferos)	Grupos de interés y Administración comparten responsabilidad en la gestión de acuíferos
EXPLOTACIÓN DE RESERVAS	No se plantea	Preocupación por cuantificación de los recursos renovables	Control exhaustivo de la explotación.	Mecanismos reguladores para disminuir explotación hasta tasa de renovación o razonables

3.3.1 Herramientas legislativas

3.3.1.1 Aspectos generales

Muchos gobiernos han introducido legislación para regular la explotación del agua subterránea y para controlar las actividades que puedan comprometer su disponibilidad y calidad. Esta tendencia refleja el aumento en la competencia y en los conflictos entre usuarios de agua subterránea, y la creciente amenaza de contaminación del recurso. En un principio, la legislación era fragmentada, y se refería a los usos o problemas relacionados con el agua según iban surgiendo. Posteriormente, la comprensión de que los impactos negativos sobre el agua subterránea también pueden afectar al agua superficial, ha provocado una mayor integración de las disposiciones legales sobre los recursos hídricos.

Una legislación de aguas completa ofrece considerables ventajas, ya que proporciona una base legal para la gestión efectiva y sustentable del agua subterránea por medio de lineamientos y limitaciones para el ejercicio de los poderes públicos. También, permite establecer disposiciones para la cuantificación, la planificación, la asignación y la conservación de recursos de agua subterránea, incluyendo, entre otros, los derechos de extracción y uso de agua. Por otro lado, se puede articular un sistema de permisos para vertidos de aguas residuales, que ayude a proteger las aguas subterráneas contra la contaminación. Además, se definen los derechos y obligaciones de los usuarios de agua subterránea, protegiendo los derechos de uso, de derechos de terceras personas y del ambiente. Igualmente, se pueden establecer los requisitos para el registro y calificación de perforistas de pozos, así como prever la posible intervención administrativa en situaciones críticas (agotamiento o contaminación de acuíferos), o establecer las disposiciones para la cooperación interactiva entre administradores y usuarios del agua.

El agua subterránea era propiedad del dueño del terreno suprayacente, bajo la influencia del Derecho Romano. Hasta tiempos recientes, esta regla era primordial donde se siguiera la tradición del Código Civil Napoleónico Francés (incluyendo Francia, España, y muchos países de África y América Latina). El dueño de la tierra tenía derecho exclusivo para usar el agua subterránea subyacente, y en esencia sólo estaba sujeto a derechos similares de los dueños de tierras vecinas. Según el Derecho Común Inglés tradicional, el tenedor del título de tierra también tenía derechos exclusivos para usar todas las aguas subyacentes que no fluyeran en canales definidos. En el caso del agua subterránea su uso estaba sujeto a la ‘doctrina ribereña’, según la cual el derecho de uso recae sobre quien tenga el título de la tierra contigua, sujeto a ciertas consideraciones de intereses aguas abajo. Estos principios fueron heredados, a veces con modificaciones sustanciales, por los países que derivaron su sistema legal de Inglaterra.

Consecuentemente, en esencia, tanto en países que usan el sistema de Código Civil como en los que siguen la tradición del Derecho Común, el régimen legal del agua subterránea dependía en gran parte del régimen legal del terreno suprayacente, es decir, la posesión privada de la tierra equivalía a derechos privados ilimitados para el uso de agua subterránea. Sin embargo, posteriormente se ha ido introduciendo una legislación más completa, aunque no en todas partes (Tabla 3.2). En algunos países musulmanes, el agua subterránea ha sido considerada ‘un regalo de Dios’ que no puede ser sujeto de posesión privada. Sin embargo, si había posesión de tierra circundante, podía haber posesión privada de pozos. El uso del agua subterránea era regido por reglas consuetudinarias que se hacían valer de manera efectiva por la comunidad. Sin embargo, estas reglas inevitablemente eran variables y locales, y por lo

general no tomaban en consideración los intereses más amplios del acuífero, ni los intereses aguas abajo.

Debido a los problemas creados por la creciente escasez y contaminación del agua, se han promulgado numerosas leyes que confieren todos los recursos hídricos al estado, o que reconocen el derecho superior del estado para gestionar los recursos hídricos. Cuando se declara el agua subterránea un 'bien público', se convierte al antiguo dueño en usuario, quien debe solicitar a la administración estatal un derecho para uso y extracción de agua. Una vez que el estado se convierte en guardián, depositario o fideicomisario de los recursos de agua subterránea, puede (además de otorgar derechos de agua) introducir medidas que prevengan el agotamiento de los acuíferos y la contaminación del agua subterránea. Además, ahora la legislación se inclina por requerir la planificación de los recursos hídricos a nivel de todo un acuífero o una cuenca hidrográfica.

En algunos casos, la nueva legislación ha sido impugnada en las cortes por supuestas inconsistencias con las disposiciones constitucionales que protegen la propiedad privada y requieren de pagos de indemnización cuando los derechos se niegan de manera obligatoria. Pero dichas impugnaciones, por lo general, han sido rechazadas alegando que regular la extracción de agua subterránea surge de la necesidad de salvaguardar el interés público.

Tabla 3.2. Niveles progresivos de regulación de los recursos de agua subterránea

NIVEL DE REGULACIÓN	IMPLICACIONES	LIMITACIONES
Control Legal Mínimo	No hay control sobre la extracción de agua subterránea o los vertidos de aguas residuales	Reducción de la descarga natural de los acuíferos y/o salinización y contaminación progresivas
Reglas Locales de Usos y Costumbres	Los derechos de agua subterránea se definen a nivel local y hay mecanismos para la resolución de conflictos	Los controles son limitados y tienen en cuenta el estado ni el impacto sobre el sistema de acuíferos y los usuarios aguas abajo, ni los asuntos de calidad del agua subterránea
Legislación Específica sobre Agua Subterránea	La construcción de pozos y la extracción de agua subterránea es controlada, pero a menudo por una institución especialista que tiene contacto limitado con quienes regulan el agua superficial	Puede dar como resultado que no se tomen en consideración los flujos base fluviales y los humedales que dependen del agua subterránea; poco probable que se dé importancia a proteger la calidad del agua subterránea
Legislación Completa de Recursos Hídricos	Los recursos de agua superficial y subterránea están sujetos a la misma legislación y se reconoce su interdependencia; ambos son administrados por la misma institución pero los temas de calidad a menudo dependen de una agencia diferente	Mejora la capacidad de gestión de los recursos hídricos, pero aún puede fallar la visión sobre las cuencas y el control de contaminación; quizás tampoco se tomen en cuenta las preocupaciones de los usuarios, por lo que no se conseguiría su apoyo proactivo
Legislación de Recursos Hídricos Completamente Integrada	Se integran los aspectos de cantidad y calidad con el enfoque de cuenca o acuífero; se da más importancia a la conciencia pública y a la participación de los usuarios de agua/grupos interesados (se reconoce la naturaleza internacional o compartida de algunos acuíferos y cuencas)	Representa la mejor opción para poder implementar una política de regulación equilibrada y eficaz

3.3.1.2 Elementos de la legislación moderna sobre agua subterránea

En términos generales, la legislación moderna de agua subterránea debe ser flexible, debe facilitar la acción y se debe poder poner en práctica. Por ende, se recomienda que la legislación básica se limite a poderes y conceptos fundamentales, y que los detalles se aborden en reglamentos y planes de implementación relacionados. También proporciona una visión más unificada de los recursos de agua superficial y agua subterránea, pero las características particulares de los sistemas de agua subterránea y su estrecha relación con el uso del suelo exigen disposiciones legislativas específicas en diferentes áreas administrativas y en distintos ámbitos territoriales.

Una legislación de aguas moderna además debe obligar a una planificación de recursos a nivel de cuenca o acuífero, tal y como se viene recogida, a nivel europeo, en la DMA. En este sentido, la Directiva europea 2006/118/CE, relativa a la protección de las aguas subterráneas

contra la contaminación y el deterioro recoge todas las especificaciones legales que afectan a la gestión del agua subterránea.

Los principales componentes específicos para la legislación de la gestión de las aguas subterráneas son los derechos de extracción y uso de agua subterránea (Sastre, 2006). No obstante existen otros como los permisos para vertido de aguas residuales, los cuales están sujetos a condiciones sobre modo de descarga y nivel de tratamiento, y están diseñados para proteger el agua subterránea contra la contaminación. De este modo, el principio del que “contamina-paga” por lo general está incorporado en esta área de la legislación. Otros instrumentos importantes son las sanciones por incumplimiento, que pueden ir desde multas modestas hasta encarcelamiento, según la severidad de los impactos y la persistencia de la ofensa. El control de las actividades de construcción de sondeos es otro elemento importante, en relación con la verificación de los permisos para todos los contratistas de perforación de pozos, con el fin de garantizar mejores relaciones (y flujo de información) con la administración de recursos hídricos, estándares más exigentes para la construcción de pozos, informes mejorados sobre las condiciones hidrogeológicas que se encontraron y disminución de la probabilidad de construcción ilegal de pozos. La legislación de aguas también puede introducir controles sobre la importación de bombas y equipo de perforación en un esfuerzo por limitar la excesiva extracción de agua subterránea. Toda esta información se debe recoger en inventarios de recursos hídricos y de usos existentes, para que los planes proporcionen un fundamento integrado para la evaluación de solicitudes individuales para obtener derechos de agua. Normalmente los planes son de naturaleza obligatoria en términos de la ley, y las decisiones sobre las solicitudes deben ser consecuentes con sus disposiciones.

Otro aspecto clave dentro de la legislación de aguas es el contemplar en la legislación que rige el ordenamiento territorial, la conservación y protección del Agua Subterránea. En algunos países, la legislación prevé que los administradores declaren ‘áreas especiales de control’, con objeto de poder establecer medidas excepcionales (como restricciones para nuevas perforaciones de pozos y/o caudales de extracción de agua subterránea), con el fin de evitar mayor deterioro de los acuíferos. La planificación hidrológica debe, por tanto, poder complementarse con otras planificaciones como las relativas al ordenamiento territorial; de esta forma se debería incluir la protección las áreas de recarga de acuíferos y/o las fuentes de suministro de agua subterránea vulnerables. En las zonas establecidas por el ordenamiento territorial, pueden aplicarse restricciones sobre actividades potencialmente contaminantes (como ciertos tipos de urbanización, descarga de desechos sólidos en rellenos sanitarios, instalaciones de manejo y almacenamiento de sustancias químicas peligrosas, minería y extracción de materiales de construcción, etc.). Para la prevención de la contaminación difusa por el uso agrícola del suelo, el enfoque anterior sólo se ha intentado a nivel local, y es más común introducir prohibiciones o mecanismos de control de importaciones para ciertos pesticidas y promover la adopción de códigos de prácticas agrícolas adecuadas.

Por otro lado, debe existir un marco legislativo específico para la facilitación de la participación de stakeholders. De este modo, los legisladores son conscientes de que aumentan las posibilidades de formular disposiciones legales implementables si se involucra en el proceso a los usuarios de agua subterránea y a otros grupos interesados. Además, es importante otorgar a las asociaciones u organizaciones de gestión de acuíferos con mayor representatividad un estatus jurídico formal e integrarlas en mecanismos institucionales más amplios, para la gestión y protección de los recursos de agua subterránea. La legislación de agua subterránea debe contemplar el control de la situación del agua subterránea (cantidad y calidad) y del uso del agua, y esto lo logrará al asignar esta tarea a la administración de agua

en el ámbito territorial adecuado (Garrido, et al., 2006). Para ser efectiva, esta legislación debe marcar requisitos realistas que tomen en consideración los recursos existentes y la capacidad institucional.

3.3.1.3 Implementación de la legislación

La implementación exitosa de la legislación del agua subterránea depende de diversos factores, entre ellos: el sistema administrativo y el nivel de capacitación de los administradores de agua, una clara comprensión de los papeles y funciones institucionales a todos los niveles pertinentes, un nivel adecuado de conciencia y aceptación pública de las disposiciones legales, y/o la voluntad política para promover y lograr una gestión sustentable del agua subterránea.

La legislación del agua subterránea debe prescribir un sistema administrativo adecuado para cada nivel de actuación. De este modo, a nivel nacional las funciones de gestión deben recaer sobre una sola autoridad o ministerio, o (cuando no se considere apropiado) se deben establecer mecanismos institucionales claros para la coordinación entre entidades competentes; a nivel de cuenca debe haber un organismo competente fuerte que comprenda la situación específica de cada cuenca, sobre todo para llevar a cabo algunas funciones de planificación y coordinación. Por último, a nivel local es importante prestar cuidadosa atención a los arreglos institucionales locales para la administración del agua, al papel de las autoridades locales en la gestión de los recursos hídricos (ya que representan los intereses locales) y al establecimiento de instituciones intermedias (organizaciones de gestión de acuíferos) que tengan poder jurídico con relación a los acuíferos especificados y con representación adecuada de diversas asociaciones de usuarios de agua y sectores usuarios de agua, así como una relación muy clara con la administración del agua.

3.3.1.4 Derechos de extracción del agua subterránea

En la actualidad, la mayoría de las naciones consideran que los recursos hídricos son de propiedad pública, y que el gobierno tiene la responsabilidad global de la gestión del recurso (WB, 2006). En el caso de España, este hecho que parece muy interiorizado en la sociedad, no se produjo hasta hace relativamente pocos años, a partir de la promulgación de la Ley de Aguas de 1985.

Se puede otorgar el derecho para extraer (o derivar) y usar agua (incluyendo el agua subterránea) a individuos, entidades públicas o corporaciones privadas, bajo ciertos términos y condiciones, y dichos derechos generalmente son emitidos por la autoridad de recursos hídricos o directamente por las cortes. Un 'derecho de agua' por lo general constituye el derecho para usar (pero no poseer) el agua. En terminología jurídica a esto se le denomina 'derecho usufructuario'. Las cesiones para extraer y usar agua subterránea se instrumentan a través de permisos, licencias, concesiones o autorizaciones. Cada uno de estos términos no tiene el mismo significado en todas las naciones, por tanto, existe una gran heterogeneidad de interpretaciones al respecto (Salman, 1999).

No obstante, de forma genérica, se puede decir que el derecho al uso privativo de las aguas (esto es aquel que supone la exclusión de otros), sea o no consuntivo, se adquiere por disposición legal o por concesión administrativa. En el caso de España, la concesión de aguas públicas es una típica concesión demanial que otorga el derecho al uso privativo de aguas públicas (art. 59 a 80 y ss de la Ley de Aguas, Texto refundido por el RDL 1/2001, de 20 de

julio y desarrollo del RDPH). Las principales características de las concesiones son que constituyen un derecho real de exclusión oponible, cuyo objeto no es el dominio de las aguas concedidas sino sólo el aprovechamiento de las aguas públicas (Sastre, 2006). Las concesiones tienen una serie de limitaciones como son que tienen un plazo determinado de vigencia, normalmente mediante el abono de un canon, en beneficio de un interés público y siempre bajo la vigilancia y control de la Administración (Sastre, 2006).

Un sistema de derechos de agua debe contar con los siguientes atributos clave (WB, 2006): obligatoriedad de que el uso del agua sea efectivo y benéfico, con el fin de evitar la especulación con los recursos hídricos y su desperdicio, seguridad razonable de la tenencia del uso del agua, incluyendo el derecho a indemnización cuando bajo algunas circunstancias (pero no todas) se le reduzca al usuario, pero manteniendo el requisito de uso eficiente y benéfico, y, además, flexibilidad para reasignar el agua hacia usos sociales, económicos y ecológicos más benéficos, por medio de revisiones u otros mecanismos periódicos, en lugar de asignarla a perpetuidad.

Según WB (2006) y la DMA, para que un sistema de derechos sea sostenible en el tiempo se tienen que cumplir una serie de requisitos. El primero de ellos es que el gobierno pueda hacer valer el sistema de derechos de agua subterránea, y que los usuarios puedan cumplirlo. Además:

- La anticipación es vital; el desarrollo de un sistema de administración de los derechos de agua debe abordarse previendo hasta donde sea posible todas las dificultades para ponerlo en práctica
- Las herramientas de legislación, regulación e implementación se deben redactar simultáneamente, con retroalimentación productiva entre quienes redactan las leyes y los administradores del agua
- Es valiosa la simulación en papel de la implementación; si los resultados de la simulación exhiben capacidad insuficiente del gobierno o de los usuarios, la legislación debe volverse a redactar, los procesos deben simplificarse y se debe enfatizar el desarrollo de capacidades
- Un enfoque de mejoras graduales o piloto es mejor; no todos los acuíferos exigen el mismo nivel de control de la gestión y una estrategia por pasos permite el aprendizaje a partir de las experiencias para mejorar los procedimientos
- Los derechos de agua subterránea deben usarse como una verdadera herramienta de gestión, que sirva para alcanzar los objetivos de la gestión de los recursos hídricos y/o si se está mejorando la situación del agua subterránea de los acuíferos.

3.3.2 Instrumentos institucionales

Los procedimientos para la planificación hidrológica y, en concreto, la identificación de las presiones y los impactos a los que están sometidos los sistemas acuíferos frecuentemente se quedan sin respuesta por parte de la Administración, debido a la gran complejidad del aparato institucional (Garrote et al., 2005; Iglesias et al., 2005a; Iglesias et al., 2005b)

En España, la unidad territorial básica sobre la que se diseña la planificación es la cuenca hidrográfica; que, de acuerdo con la DMA, han sido traducidas en Demarcaciones Hidrográficas. Los gobiernos deben jugar el papel de “custodio” de los recursos naturales, dentro de los cuales está el agua subterránea (García, 2006; Perez, 2006). Dada la absoluta necesidad de movilizar la participación de grupos interesados, este papel normalmente debería ser asumido por las oficinas locales del ministerio nacional competente, un departamento apropiado del gobierno regional o una agencia de cuenca con facultades ejecutivas. Es importante que, lo más pronto posible, la agencia de recursos de agua subterránea analice qué

obstáculos potenciales pueden impedir el proceso de gestión (tales como límites inadecuados para la gestión del agua subterránea, incapacidad para hacer valer la ley, falta de consenso social, y pobre coordinación inter institucional) y definir formas de enfrentarlos. En muchas situaciones esto requiere cambios significativos en la forma en que las instituciones nacionales y/o provinciales responsables de los recursos de agua subterránea operan. Algunos asuntos importantes que, previa consulta plena con los grupos interesados, puede abordar el gobierno, como parte de su función de “planificación estratégica”, son lograr una asignación eficaz del agua subterránea entre los sectores usuarios, definir los servicios prioritarios requeridos de un sistema acuífero en particular (tales como fuente de abastecimiento de agua potable de bajo coste, mejora del riego agrícola, mantenimiento de ecosistemas y características ambientales), definir los niveles aceptables de protección de los acuíferos y de las fuentes de agua subterránea, o reconciliar las metas de producción agrícola con la disponibilidad de agua subterránea y la protección de su calidad.

Además del papel de “custodio” del gobierno se produce un fenómeno entre los usuarios del agua subterránea que es el de la propia regulación (“Self-Regulation”) (Lopez-Gunn, 2006). Hay varios ejemplos aunque dispersos de India, Pakistán, Yemen y Egipto, donde los usuarios del agua subterránea de manera efectiva se auto impusieron restricciones en el uso de ella (Steenbergen, 2006).

3.3.3 Instrumentos económicos

3.3.3.1 Aspectos generales

La economía aborda la asignación y uso de recursos escasos. Mientras un recurso sea abundante, hay poca necesidad de tomar decisiones de ese tipo, pero conforme el recurso se agota (debido a limitaciones de cantidad o calidad) surgen preguntas sobre cómo utilizarlo y protegerlo. Las consideraciones económicas pueden contribuir al proceso de toma de decisiones y a promover un uso más eficiente del recurso.

Cualquier estudio sobre sostenibilidad económica del uso de agua subterránea debe tener en cuenta las características regionales específicas (Aragón et al., 1992; Llamas et al., 2006). De esta forma, a modo de ejemplo, no se pueden utilizar los mismos instrumentos económicos para casos de zonas áridas o semiáridas en países industrializados, donde el coste de extracción del agua subterránea es insignificante con respecto a la rentabilidad agraria (Molina et al., in press, Fornés et al 2005, Vrba 2003), que, por el contrario, zonas áridas en países en vías de desarrollo, donde la utilización a gran escala del agua subterránea ha surgido recientemente, como medio para salir de la pobreza (India o regiones del Este de Asia), y donde el coste de extracción del agua es muy elevado, con respecto a la rentabilidad de los cultivos.

Los instrumentos económicos contribuyen al diseño de una gestión efectiva de los acuíferos, pero ellos, de forma solitaria, suelen ser ineficaces (Garrido et al., 2005a). Por otro lado, a pesar de que los aspectos sociales y los requerimientos hídricos ecológicos están incluidos en los grandes planes de gestión hídrica, la consecución de un consenso entre estos intereses contrapuestos es una cuestión muy complicada, especialmente en aquellos casos donde el uso del agua está muy mal repartido (Baron et al., 2002).

Las herramientas económicas para la gestión del agua superficial y el agua subterránea son similares, no obstante, se diferencian debido a las mismas peculiaridades del recurso de agua subterránea, como el alto coste y complejidad relativos para evaluar el recurso de agua

subterránea. El uso altamente descentralizado del recurso eleva los costos de control de la gestión. Asimismo, los impactos en el recurso tardan en manifestarse y los impactos de las cargas de contaminantes varían según la vulnerabilidad del acuífero, y a veces con largos retrasos y casi-irreversibilidad general de la contaminación. Estas peculiaridades explican por qué las herramientas para la gestión de los recursos de agua subterránea generalmente no están tan desarrolladas ni se aplican tanto como las herramientas para el agua superficial. Sin embargo, con la creciente escasez está aumentando el valor económico del agua subterránea y, por ende, de los beneficios obtenidos al invertir en la gestión.

Uno de los aspectos claves del estudio económico es el análisis de los costes financieros de los servicios del agua (Guía Wateco) (CIS, 2003). Para estos análisis se recomienda dividir en cuatro componentes los costes financieros (Tabla 3.3): Costes operativos y de conservación, costes de capital, costes administrativos y otros costes directos.

Conviene señalar que la extracción de aguas subterráneas para la prestación de servicios de agua de distribución de agua urbana o de agua de riego contiene un coste fijo y un coste variable que está asociado principalmente a la escala de la operación y las características hidrogeológicas de los acuíferos; las variables principales que determinan los costes financieros del uso de aguas subterráneas, son los costes de perforación y construcción de pozos, sistemas de bombeo, y los costes de consumo energético, en relación directa con el caudal de bombeo (MIMAM, 2007).

El artículo 9 de la DMA dispone que los Estados miembros deben tener en cuenta el principio de recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua; además exige una adecuada contribución a la recuperación de los costes del servicio del agua de los diferentes usos del agua, desglosados al menos en industriales, domésticos y agrarios, de acuerdo con un riguroso análisis económico. Este análisis debe tener en cuenta todos los costes que afectan a la provisión de servicios relacionados con el agua. Estos costes son los financieros, los ambientales y los de oportunidad (Tabla 3.3). Los pagos efectuados por los regantes de la zona de estudio se relacionan exclusivamente con los costes financieros, tal y como se ha comprobado anteriormente. De esta forma, los usuarios se hacen cargo de la mayoría de los costes de la extracción, distribución y aplicación del agua, pagando de forma íntegra todos los costes de explotación (consumo de factores variables como energía, mano de obra, suministros, etc) y buena parte de los costes de capital (derivados de los activos fijos: amortizaciones e intereses). Es sólo por este último concepto por el que se otorgan subvenciones públicas a los servicios del agua para el regadío, como se ha dicho anteriormente, a través de las actuaciones de modernización y mejora de las infraestructuras de riego en el marco del Plan Nacional de Regadíos.

Tabla 3.3. Tipos de costes relacionados con los servicios del agua subterránea

TIPO DE COSTES	PARTIDAS	CONDICIONANTES
Costes Financieros	Costes operativos y de conservación	Costes de perforación y construcción, sistemas de bombeo y la relación costes de consumo energético-caudal de bombeo
	Costes de capital	
	Costes administrativos	
	Otros costes directos	
Costes del Recurso (ambientales)	Coste por explotar un recurso no renovable (considerar dimensión temporal)	
Costes de Oportunidad	Coste de no estar usando el agua para otros fines	

A partir de lo anterior cabe concluir que el agua subterránea tiende a estar subvalorada, sobre todo donde no se controla su explotación, ya que los usuarios no pagan el valor real de la misma. En esta situación, quien explota el recurso efectivamente recibe todos los beneficios del uso de agua subterránea pero sólo paga parte de los costes, que por lo general, son el coste recurrente del bombeo (siempre y cuando el insumo energía no esté subsidiado) y el coste de capital de la construcción del pozo, pero rara vez los costos ambientales o externos y de oportunidad. Esta subvaloración a menudo lleva a un uso del recurso que es económicamente ineficiente.

3.3.3.2 Métodos de valoración del recurso hídrico

El valor económico de un recurso depende de los servicios que proporciona y de su escasez relativa comparada con recursos alternativos (Kauffman, 1995). De esta manera, el valor económico del agua subterránea en un acuífero específico se deriva del uso que se le puede dar, es decir de los beneficios que genera, así como de su disponibilidad y calidad local en comparación con el agua superficial. En muchas regiones del mundo, el valor económico del agua subterránea está aumentando, debido al crecimiento poblacional y al desarrollo económico (y, por ende, al aumento de la demanda de agua), a causa de la contaminación de cuencas de agua superficial y, cada vez más, a la variabilidad climática y a la necesidad de contar con un recurso a prueba de sequías.

El valor económico de un recurso específico de agua subterránea está determinado por su uso prospectivo (Koundouri, 2005). Ante la ausencia de un precio de mercado para el agua subterránea, los economistas tienen que recurrir a otros métodos de valoración, que se describen a continuación.

En primer lugar, se puede estimar el valor del recurso hídrico a través de la disposición del usuario para pagar (“Willingness To Pay”, WTP), por una cantidad y calidad específicas de abastecimiento (Garrido et al., 2005b; Birol, 2006). Por ejemplo, una industria que necesita agua como insumo para la producción de un automóvil estará dispuesta a pagar más por unidad de volumen que un fruticultor. Así, el valor económico del agua subterránea en el área en cuestión está determinado por la disposición de la industria para pagar, hasta el punto en que se satisfaga la demanda. El valor económico de la siguiente unidad de volumen usada por el fruticultor será más bajo, pero aun así, más alto de lo que un agricultor de subsistencia esté dispuesto a pagar. Para determinar la capacidad o disposición de pago, se realizan curvas de elasticidad de la demanda, en este caso referido a agua subterránea.

Por otro lado, cuando no se conoce la ‘disposición para pagar’ (que a menudo es el caso, porque casi no existen mercados de agua subterránea que revelen el precio real), se puede usar el método del valor residual para tasar el agua subterránea. Este método tasa todos los insumos para el bien producido a precio de mercado, excepto el agua subterránea en sí. El valor residual del bien, después de que todos los demás insumos estén contemplados, se atribuye al insumo agua.

Otro método es la determinación hedónica de precios (Birol, 2006), desarrollado por Griliches (1971), y basado en las características de la teoría del valor de Lancaster (Lancaster, 1966), en la que se observa el comportamiento de usuarios y mercados. Los primeros estudios que se realizaron en un marco hedónico fueron los de Miranowski et al., (1984), Gardner et al., (1985), Ervin et al., (1985) y King et al., (1988), en los que principalmente se estudió la relación entre el precio de la tierra y la disponibilidad de agua superficial y subterránea. Por

ejemplo, los precios de las fincas en un área con buena disponibilidad de agua subterránea probablemente sean más altos que en un área con recursos hídricos escasos. Al comparar las diferencias de precios de las fincas en la región (y suponiendo que otras variables permanecen iguales), la diferencia de precio se explicaría por el valor del acceso al agua subterránea.

Por último, otros métodos, relacionados con el anterior, son el cálculo del “lucro cesante” (“Lost Profits”), con el cual se pretende estimar que cantidad de dinero se dejaría de ganar, en cualquier actividad productiva, debido a la no aplicación del agua subterránea. El valor de reposición (“Replacement Cost Method”) evalúa el coste de reemplazar los daños producidos al medio ambiente y asume que ese coste es estimado del beneficio obtenido por un comportamiento perjudicial contra el medio ambiente. Otros métodos son el Método de los gastos avertivos (“The Avertive Expenditures Method”), el Método de la función de producción (“Production Function Approach”), Factor de renta neta (“Net Factor Income”), Coste de la enfermedad (“Cost of Illness”), etc.

La anterior es una selección de los métodos utilizados por los economistas para determinar el valor de bienes públicos, como agua subterránea y, aunque ninguno es perfecto, sí orientan a quienes toman las decisiones sobre la tasación de recursos de agua subterránea y sobre posibles rumbos de acción. Una consideración importante al respecto es la distinción entre beneficios a corto y a largo plazo que se espera obtener del uso del agua subterránea. Dependiendo de la tasa de descuento que se use para estimar el flujo de beneficios del uso del agua subterránea, puede parecer recomendable utilizar el recurso con mayor o menor velocidad. Por ello, la elección de una tasa de descuento realista es muy importante y requiere ser evaluada cuidadosamente.

3.3.3.3 Tipos de instrumentos económicos

Un instrumento económico trata de estimular a un actor económico (en este caso, usuario del agua subterránea) a adoptar cierto comportamiento de manera voluntaria. El razonamiento esencial es que los usuarios reaccionan a incentivos de precios de tal manera que cuando los precios son elevados se utilizan menos recursos. Además, mientras el agua subterránea se podría usar ampliamente en empresas de alto valor para generar mayores ingresos, empleos y riqueza, a menudo se le dan usos de bajo valor económico, por lo que frente a una situación de sobreexplotación se crean tensiones sociales entre los usuarios.

Los instrumentos económicos pueden proporcionar incentivos para asignar y/o usar el agua subterránea de manera más eficiente, con lo que se contribuye a estabilizar los niveles de agua subterránea al reducir la sobreexplotación, disminuir los riesgos de que se presenten impactos negativos y conflictos sociales, y retrasar la necesidad de invertir en recursos hídricos alternativos. Hay dos tipos de instrumentos principales para la gestión del agua subterránea: cambio de los costes de extracción del agua subterránea e incentivos económicos positivos. El cambio de los costes de extracción de agua subterránea se puede realizar a través de la determinación directa de precios mediante cuotas de extracción, mediante la determinación indirecta de precios con el aumento en las tarifas de energía, y los mercados del agua.

La determinación directa de precios mediante cuotas de extracción establecidas a los usuarios cuenta con problemas de aplicación en el uso agrícola del agua subterránea (generalmente el mayor consumidor), ya que rara vez se mide, por lo que no es sencillo controlar el riego agrícola. Las técnicas alternativas para estimar el uso real para riego agrícola pueden incluir la estimación del volumen bombeado a partir del consumo de energía eléctrica o calcular el consumo real de agua con técnicas de teledetección. Existen poderosos argumentos para

introducir una política eficaz de cobro para muchas categorías de uso de agua subterránea (aunque no para todas) y etiquetar los fondos generados específicamente para reinvertirlos en el control del acuífero y la administración del recurso. Esta recaudación se almacenaría un “fondo para el agua subterránea” y, con objeto de acordar las prioridades para usarlo, es posible establecer un “comité de grupos interesados”. No obstante, un primer paso necesario es crear un registro de usuarios y derechos de agua subterránea; el segundo paso es determinar la viabilidad de la medición directa de extracción o una técnica alternativa para determinar el uso de agua subterránea. De acuerdo con las condiciones locales, los grupos de usuarios de agua subterránea deben ser consultados sobre la decisión y sobre cómo aplicarla. De igual forma, también debe ser analizado el efecto sobre los grupos más pobres de la sociedad del potencial del cobro indirecto por la extracción de agua subterránea a través de los precios de energía, y se deben definir e implementar medidas compensatorias. En la determinación indirecta de precios mediante el aumento en las tarifas de energía debe señalarse que el mayor costo en la extracción de agua subterránea (una vez instalado el pozo) es la energía requerida para elevar el agua. Este coste depende no sólo de la profundidad del nivel piezométrico, las características del acuífero y la eficiencia del pozo, sino también y sobretodo, del costo unitario de la energía para el bombeo. Así, la determinación del precio de la energía puede ser una poderosa herramienta para influir sobre las tendencias de bombeo de agua subterránea. Paradójicamente, en muchas áreas del mundo, los precios energéticos se usan de forma opuesta, con grandes subsidios para disminuir los costes agrícolas.

A la comercialización de los derechos de agua se le está prestando cada vez más atención como una alternativa útil y económicamente eficiente para la mejora de asignaciones de agua (Solanes, 1996; Zhang, 2007). En España existen ofertas de compra de derechos de agua en varias demarcaciones hidrográficas, principalmente en el Segura y Júcar. Los mercados de agua han sido recomendados para mejorar la gestión de recursos, especialmente con respecto a un uso más eficiente del agua. Son más flexibles que los instrumentos de orden y control para asignar agua a usos de valor más alto de tal forma que las transacciones resulten aceptables para todas las partes, y así promueven el crecimiento económico y disminuyen la tensión social. En su definición más básica, un mercado de agua subterránea es un acuerdo en el cual las partes intervinientes los usan para comerciar entre sí o con agentes externos (Rico et al., 2005). Según Meinzen, 1996, los mercados de agua subterránea no son mercados impersonales perfectamente competitivos. Por causa de los altos costos del transporte y pérdidas en la conducción, las ventas de agua suelen limitarse a vecinos. Los canales de conducción revestidos permiten llevar el agua a grandes distancias, con lo que aumenta la competitividad de los mercados. No existe un modelo único de mercado, pero las características para el diseño de mercados dependerán de (a) el régimen hidrogeológico predominante, (b) una historia previa de comercio y/o derechos informales, (c) los tipos y cantidades de derechos de agua subterránea y (d) los acuerdos físicos para mover agua entre usuarios. El mercado de agua no es más que un conjunto de acuerdos que permiten que se comercie con agua, pero no funcionará de manera efectiva a menos que se cumplan ciertas condiciones específicas. En primer lugar es conveniente un enfoque gradual para introducir mercados de agua subterránea: primero, implantar sistemas de medición del agua, y después definir los derechos de agua subterránea (en un principio no tienen que ser necesariamente comerciables), y la participación de los usuarios de agua. En la mayoría de los escenarios, esto proporcionará las bases para una gestión de agua subterránea muy mejorada y permitirá a los grupos interesados ajustarse a un nuevo conjunto de reglas. Más adelante, los derechos para uso de agua subterránea pueden hacerse comerciables, teniendo en cuenta la vulnerabilidad de diferentes grupos de usuarios y asegurando su protección. Por otro lado, mientras los beneficios de los mercados de agua subterránea pueden ser considerables, los

impactos socioeconómicos o ambientales potencialmente negativos deben incluirse en los análisis ex-ante. Con respecto al agua subterránea, en particular, los mercados no fijan un límite en cuanto al uso total del agua subterránea (aunque puedan llevar a una asignación más eficiente) y el uso total del agua subterránea no disminuirá. Si la meta es reducir la extracción de agua subterránea, el mercado requerirá de reglamentación importante, que incluya la reducción obligatoria del volumen total de derechos de agua con el paso del tiempo. Las decisiones sobre la introducción de un mercado de agua subterránea en un sitio específico siempre deben tomar en cuenta información adecuada, por medio del análisis exhaustivo del contexto socioeconómico, institucional e hidrogeológico local.

Respecto a los incentivos económicos positivos para ciertas actividades pueden establecerse modificaciones a las políticas agrícolas y de comercio de alimentos, y ayudas que incentiven el uso de tecnologías que supongan ahorros de agua reales y significativos.

Las modificaciones a las políticas agrícolas y de comercio de alimentos resultan un instrumento económico indirecto para la gestión del agua subterránea y ya que la mayor parte del agua subterránea es consumida por la agricultura, las políticas del sector agrícola tienen un impacto importante. Por ejemplo, los subsidios que fomentan los cultivos muy consumidores de agua en zonas semiáridas (tales como arroz o trigo), proporcionarán un incentivo económico para usar agua subterránea. Sin embargo, desde una perspectiva económica, la asignación de agua subterránea para este tipo de uso consuntivo no es muy eficiente, y las políticas agrícolas deberían reflejar mejor la escasez de recursos de agua subterránea. Más aún, las políticas comerciales internacionales pueden tener un impacto indirecto sobre el uso del agua subterránea, por ejemplo, al crear barreras para la exportación de productos agrícolas de alto valor, con lo que se limita la producción a usos locales, a menudo de bajo valor.

Las ayudas y subsidios para fomentar el uso de tecnologías de riego para lograr ahorros de agua reales pueden centrarse, por ejemplo, en la reducción de la evapotranspiración en sistemas de irrigación agrícola. Se debe evaluar cuidadosamente su viabilidad y se debe considerar la posibilidad de subsidiarlas donde sea adecuado.

Finalmente, el instrumento que generalmente se recomienda para disminuir la contaminación del agua es el principio de “quien contamina, paga”. Este enfoque no se puede aplicar directamente a la protección de acuíferos debido a las características especiales del agua subterránea, especialmente el retraso de los impactos, la persistencia de algunos contaminantes del agua subterránea y el costo potencial de algunos episodios de contaminación. En cambio, se necesitan incentivos económicos para que las industrias y las empresas públicas de servicios de agua inviertan en tratamiento y reciclaje adecuado de aguas residuales, especialmente cuando la evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero sugiera que hay un riesgo elevado de que se contamine el agua subterránea.

En el caso del control de la contaminación difusa que proviene de cultivos agrícolas, los subsidios a las cosechas tienden a hacer que sólo haya un tipo de cultivo en una vasta área de terreno, sostenido por el uso excesivo de fertilizantes y plaguicidas. Esto puede tener un impacto negativo considerable en la calidad del agua subterránea debido a la lixiviación, cuyo costo no se considera inicialmente. Resulta sumamente necesario redirigir dichos subsidios y, por tanto, proporcionar un incentivo para reducir la contaminación de origen agrario. En el caso de Europa, las actuaciones vienen determinadas por la Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.

3.3.4 Herramientas técnicas (Control o monitorización del recurso)

El diseño y operación de los programas de control o monitorización debería estar condicionado por los objetivos planteados para la MAS, las características intrínsecas de la masa, el grado de conocimiento de la masa, el grado de confianza en el modelo conceptual existente y el nivel de confianza utilizado en la evaluación del riesgo.

Las MASs deben ser agrupadas en función de criterios hidrogeológicos siempre que se pueda obtener una evaluación fiable acerca del estado y las tendencias de cada masa. El diseño y el funcionamiento de redes de control del agua subterránea generarán información acerca del análisis coste-eficacia de esa monitorización y servirá como método de evaluación del cumplimiento de los objetivos propuestos.

La elaboración del primer informe técnico de guía para la implantación de la DMA sobre el análisis de tendencias de contaminantes en las aguas subterráneas y aplicación de la monitorización de las aguas subterráneas (EC, 2004) hizo que se desarrollaran algoritmos apropiados para la agregación de datos, y estudio de tendencias, las cuales tuvieron que cumplir con el requerimiento de ser acciones pragmáticas, correctas estadísticamente y con un único método aplicable para cualquier MAS de diferente tamaño, características hidrogeológicas, grados y tipos de contaminación.

Las conclusiones de este informe acerca de la red y frecuencia del control y la garantía de calidad fueron las siguientes: en primer lugar, la distribución de puntos de control así como la selección del número y tipo de puntos de control son cuestiones básicas para la aplicabilidad de los métodos estadísticos propuestos y la posibilidad de comparar la evaluación; por otro lado, los requerimientos mínimos que son la distribución y el número de puntos de control, depende del algoritmo usado; además, la importancia de la continuidad con respecto al cambio de puntos de muestreo no debe afectar al resultado final de la evaluación; la frecuencia de muestreo debe estar en concordancia con las condiciones naturales de la MASs; en las series temporales puede haber algunas lagunas, pero la pérdida de dos o más valores consecutivos debería inutilizar la evaluación de la tendencia; se debe prestar atención en el periodo de muestreo para evitar desvíos producidos por efectos de estacionalidad, que reduzcan el poder del análisis de tendencias y evitar la inclusión de fenómenos de tendencia inducidos e irreales; por otro lado, en el caso de medidas anuales deberían tomarse en la misma estación o en el mismo periodo cada año; por último se precisa información suficiente acerca de los límites de detección y los de cuantificación (LOD y LOQ).

En la figura 3.3, se describe el proceso general, establecido por la DMA, para la elaboración de un programa de monitorización para una o varias MASs, y se plasma la relación de éste con el proceso de caracterización y evaluación del riesgo, recogido en el Anexo II de la directiva. El proceso de monitorización propuesto es muy flexible para que tengan cabida toda la variedad de casos de estudio que existen en territorio de la Unión Europea. Evidentemente, cada caso de estudio debe adaptarse a sus peculiaridades.

Para que esta consiga los objetivos previstos en un programa de monitorización, en primer lugar la relación coste-beneficio debe ser positiva; además, se debe definir de una forma precisa las MASs de agua que van a introducirse en dicho programa de control, elegir los emplazamientos adecuados de los puntos de control y es necesario escoger los parámetros y frecuencias de medida más apropiados para cada caso.

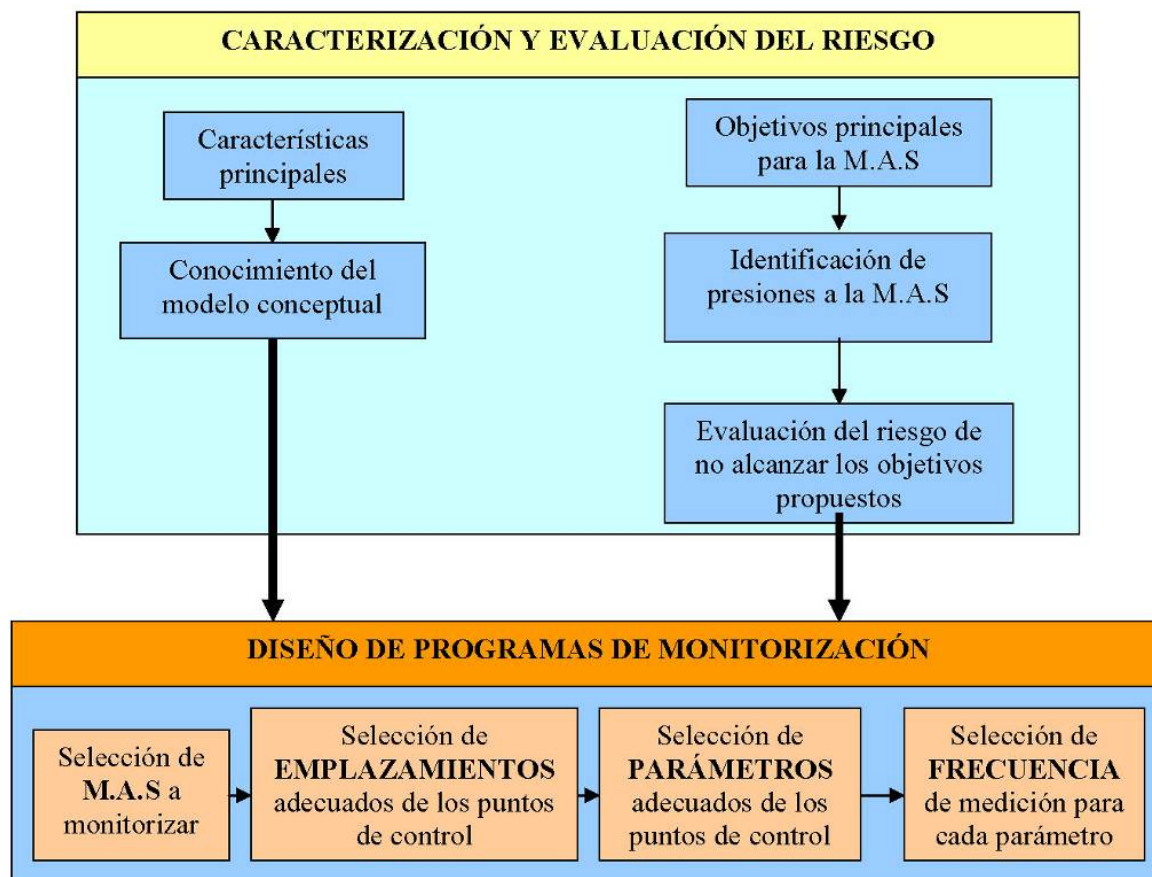


Figura 3.3 Proceso general para la elaboración de un programa de monitorización para una o varias MASs

La DMA exige el establecimiento de programas de control para el análisis del estado cuantitativo y cualitativo de las MASs, así como el análisis de tendencias de contaminantes en las aguas subterráneas resultado de la actividad antrópica, en base a series temporales largas. Se establecieron diferentes tipos de programa, descritos a continuación, para cada tipo de análisis realizado. De esta forma, para el estudio del estado cuantitativo se debe establecer un programa de control de nivel piezométrico, y para el estudio del estado cualitativo se deben establecer programas operacionales y de vigilancia. Estos programas de monitorización deben poder evaluar si los objetivos medioambientales de la DMA serán alcanzados en cada MAS. Esto significa, entre otras cosas, que se necesita un conocimiento claro de las condiciones medioambientales requeridas para alcanzar los objetivos propuestos y cómo puede afectar eso a las actividades humanas.

3.3.4.1 Programa de control de nivel piezométrico

Este programa debe aportar una evaluación fiable del estado cuantitativo de las MASs y será el método para evaluar el cumplimiento del Anexo II en cuanto a la caracterización y el riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo de las MASs. La red de control debe incluir suficientes puntos representativos y frecuencia de mediciones del nivel piezométrico para poder tener en cuenta las variaciones a corto y largo plazo en la recarga, así como la evaluación del impacto del bombeo o descargas de agua subterránea en los nivel piezométricos y, por último estimar la dirección y velocidad del flujo de agua subterránea.

3.3.4.2 Programa de vigilancia

Este programa debe servir para validar el Anexo II, en cuanto a la consecución el buen estado cualitativo de las MASs. Para ello debe ayudar a establecer el estado químico de cada M.A. S. e identificar aquellas que estén riesgo de cumplir el plazo del año 2015, y debe proporcionar información para la evaluación de tendencias de series largas temporales que se extiendan hasta el estado natural de dichas MASs, para poder analizar los procesos físico-químicos ocurridos hasta la actualidad.

3.3.4.3 Programa operacional

Este programa se debe llevar a cabo en los periodos intermedios a los de vigilancia. Este tipo de control es el encargado de la evaluación de riesgos específicos para alcanzar el buen estado cualitativo. Por tanto, debe servir para identificar cada contaminante presente en el agua y su tendencia, así como el estado cualitativo de cada MAS. La lista de contaminantes de origen antrópico a controlar se recoge en la tabla 3.4 y están divididos en función del uso del suelo.

Tabla 3.4. Compuestos presentes en el agua subterránea en función del uso de la tierra

	USOS DE LA TIERRA					
	Agrícola	Pradera	Forestal	Urbano	Pasto	Recreacional
COMPUESTOS						
Iones mayoritarios	•	•	•	•	•	•
Metales traza				•		
Inorgánicos especiales				•		
Pesticidas organonitrogenados	•		•		•	
Pesticidas organoclorados	•					•
Herbicidas ácidos	•	•		•		•
Pesticidas carbonados	•			•		•
Fenoles				•		
Compuestos orgánicos volátiles (COVs)				•		
PAHs				•		
Orgánicos especiales	•				•	

Los problemas de contaminación que puedan existir en cada MAS dependen del tipo de actividad productiva que se realice en la zona. De esa forma, se pueden clasificar los compuestos a analizar en función de las actividades productivas y del uso que tenga el agua (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Compuestos presentes en el agua subterránea en función de la actividad y uso del agua

PROBLEMA	ACTIVIDAD Y USO DEL AGUA	GRUPO DE PARÁMETROS QUÍMICOS	PARÁMETROS QUÍMICOS
Acidificación y salinización	Agricultura y Ecosistemas	Parámetros básicos	T ^a , pH, Oxígeno disuelto total, Conductividad
Salinización por exceso de nutrientes	Agua para abastecimiento, agricultura y ecosistemas	Iones mayoritarios	Ca, Mg, K, HCO ₃ , Cl, SO ₄ , NO ₄ , balance de iones, PO ₄
Contaminación por sustancias peligrosas a concentraciones traza	Agua para abastecimiento y ecosistemas	Iones minoritarios, elementos traza,	Depende de las sustancias peligrosas locales y del uso del suelo.
Contaminación por sustancias peligrosas	Agua para abastecimiento y ecosistemas	Compuestos orgánicos	Hidrocarburos aromáticos y halogenados, fenoles, clorofenoles,
Contaminación por sustancias peligrosas	Agua para abastecimiento y ecosistemas	Pesticidas	Depende de las sustancias peligrosas locales y del uso del suelo.
Contaminación por sustancias peligrosas	Agua para abastecimiento y agricultura	Bacterias	Coliformes, coliformes fecales

La localización de los puntos de muestreo así como la densidad de la red de control para evaluar el estado químico y la identificación de tendencias requiere de una metodología flexible basada en el modelo conceptual de la MAS. Este modelo conceptual no sólo se refiere al hidrogeológico sino que también debe incluirse un análisis de los tipos y usos del suelo, la identificación y localización de las presiones, así como el solape ente diferentes modelos conceptuales. De esta forma se pueden contrastar análisis multisectoriales que permitan diseñar una red de control efectiva. La intensidad o grado de control depende principalmente de la dificultad de evaluar el estado de la MAS, es decir el grado de riesgo de no cumplir los objetivos de la DMA y el coste potencial de cada medida necesaria. Por otro lado, la frecuencia de medida de los contaminantes (Tabla 3.6) debe basarse en el modelo conceptual de las masas de agua estudiadas, si se trata de regímenes de flujo rápido o lento, así como en el comportamiento de los contaminantes y el tipo de acuífero del que se trate (confinado o no confinado).

Tabla 3.6. Frecuencia de realización del programa de vigilancia y operacional en función del tipo de acuífero

TIPO DE RÉGIMEN DE FLUJO	TIPO DE ACUÍFERO	Programa de vigilancia	Programa Operacional
LENTO	No confinado	3 años	Cada 6 meses
	Confinado	6 años	Anual
RÁPIDO	No confinado	Anual	Cada 4 meses
	Confinado	3 años	Cada 6 meses

3.3.5 Participación de los grupos de interés (Stakeholder's involvement)

Un stakeholder es toda aquella persona física o jurídica que tenga alguna relación con el recurso agua subterránea de un acuífero o grupo de acuíferos determinado (WB, 2006). La participación activa de los stakeholders en la gestión del agua subterránea es importante debido a varias razones. La primera es que el consenso social a menudo es imprescindible para implementar las decisiones de gestión que se alcanzan (Warner, 2007). Por otro lado, debido a que los stakeholders son los que se conocen con más profundidad la problemática, ya que dependen, de una u otra forma, del agua subterránea, hay que incorporar ese conocimiento a la gestión hídrica (Warner, 2006). De esta forma, se llega a una corresponsabilidad (Custodio, 2006), en el proceso de gestión entre administración e interesado, se realizan esfuerzos cooperativos y el resultado es más rico y global. Por otro lado, facilita la integración y coordinación de las decisiones relacionadas con los recursos de agua subterránea, con otras materias como el uso del suelo y manejo de residuos.

La participación de los grupos interesados y de la comunidad en la gestión del agua subterránea debe llevarse a cabo en diversos niveles territoriales, desde el pozo individual hasta el sistema acuífero, incluso a nivel de cuenca o nacional (Steenbergen, 2006). No obstante, hay una motivación fuerte para incrementar los esfuerzos que promuevan la gestión local del agua subterránea, además de otras medidas que regulan el uso de dicha agua subterránea (Steenbergen, 2006). Por otro lado, debe promoverse en todos los niveles en que los grupos interesados puedan llegar a hacer una contribución importante a la conservación y protección del agua subterránea. Las entidades locales han existido en algunos países desde tiempos inmemoriales, distribuyendo el agua subterránea de pozos o manantiales a sus miembros, principalmente para irrigación, recolectando cargos operativos y resolviendo disputas sobre el agua, de acuerdo con reglas consuetudinarias basadas en usos y costumbres (Steenbergen, 2006). Es importante reconocer a estas asociaciones de aguas subterráneas en términos de la ley e investirles con personalidad jurídica, con el fin de facilitar su trabajo y permitirles entablar relaciones contractuales con agencias locales reguladoras de agua y suelo. Donde no existen asociaciones, hay una tendencia a establecerlas, ya sea bajo legislación de aguas, derecho civil u otra legislación de asociaciones comunitarias. En todos los casos, necesitan contar con personalidad jurídica, y la autoridad para elegir o nombrar a un representante para la gestión a nivel del acuífero.

Existe una necesidad definitiva de un sistema para la participación de grupos interesados y usuarios a nivel más alto, es decir a nivel de acuífero. Dichas organizaciones se deben establecer más ampliamente como los mecanismos institucionales para la gestión de recursos a nivel de acuífero (o sub-acuífero), en los que deban estar representadas todas las asociaciones de menor rango y otras categorías principales de grupos interesados (Sandoval, 2004). También se deben incluir representantes de agencias nacionales o locales involucradas en la gestión del agua subterránea y de las autoridades gubernamentales locales correspondientes. En algunas circunstancias estas organizaciones pueden formarse por iniciativa de la administración del agua, cuando se declaren zonas con estado crítico de agua subterránea.

La demarcación de las zonas de gestión es asunto muy complicado especialmente para los sistemas acuíferos grandes con gradientes hidráulicos muy bajos (WB, 2006). Esta compartimentalización en sub-acuíferos de agua subterránea tendrá que hacerse de la manera más lógica posible, y atendiendo a criterios hidrogeológicos. Es importante establecer mecanismos institucionales para integrar la gestión del agua subterránea y la participación de los grupos interesados a nivel del sistema, si existen varios acuíferos (Molina et al., 2009).

Por otro lado, un sistema acuífero puede estar estrechamente interconectado con un sistema de agua superficial, y en este caso se debe integrar la gestión del agua subterránea y del agua superficial; esto requerirá que las organizaciones de agua subterránea tengan representación en los organismos de cuenca.

Todos los grupos interesados de una unidad para la gestión de un acuífero específico necesitan ser identificados, y se deben hacer previsiones para garantizar su representación equitativa en el mecanismo institucional definido para la gestión de acuíferos (Bromley, 2005b). Se pueden presentar dificultades cuando hay muchos individuos interesados cuyos intereses deben ser representados en una organización de acuífero. En este caso, es necesario contemplar la formación de federaciones que representen a cada categoría de grupos interesados, e investirlos con autoridad para nombrar a sus representantes.

Por otro lado, es posible que los grupos interesados no quieran participar en el proceso de gestión del agua subterránea a menos de que esto se lleve a cabo en un marco legal e institucional sólido que sea claro en cuanto a: los derechos y obligaciones de los representantes; los procedimientos a seguir con quienes no están dispuestos a cooperar. Se requiere de un equilibrio bien ajustado de reglamentos e incentivos para atraer a los grupos interesados hacia la gestión del agua subterránea. Sin embargo, los reglamentos no deben ser impuestos desde fuera, sino negociados por consenso. A menudo se necesitarán incentivos para ayudar a los usuarios de agua subterránea a hacer un uso más eficiente de la misma y así facilitar la posibilidad de llegar a acuerdos para reducir la extracción.

La administración hidráulica debe ayudar a generar conciencia sobre la importancia de la participación de los grupos interesados en la gestión de recursos de agua subterránea. Normalmente se logra primero mediante la distribución periódica de información sobre el estado de los recursos y la calidad del agua subterránea, junto con pronósticos sobre las consecuencias de no tomar alguna acción de gestión. Se deben involucrar sociólogos para investigar la red de comunicación existente entre los diversos ‘emisores’ y ‘receptores’ de mensajes que participan en la gestión y el uso de un acuífero específico.

Algunas medidas que pueden ser útiles a la hora de definir el papel de la administración local en la gestión participativa del agua subterránea son, en primer lugar, hacer comprensibles las situaciones complejas del agua subterránea; por otro lado, se debe conferir poder a las organizaciones de grupos interesados, así como asegurar que todos los grupos interesados tengan representación adecuada, sin importar su peso individual en la tenencia de los derechos de agua o de suelo, ni su influencia económica o política. Además, se debe establecer un sistema sólido de derechos de agua subterránea, para que los intereses de los grupos interesados estén razonablemente protegidos cuando se tomen en cuenta las preocupaciones ambientales y de terceros, pero que a la vez sean lo suficientemente flexibles como para que sea factible la reasignación de agua hacia usos más benéficos en términos sociales, económicos y ambientales.

Mientras que la extracción excesiva de agua subterránea de un acuífero puede obligar a algunos agricultores a abandonar su actividad por los crecientes costos del abastecimiento de agua subterránea, los agricultores con más recursos económicos por lo general consolidan su producción agrícola, lo que hace que los agricultores menores desplazados emigren a las áreas urbanas (Berbel et al., 2005). Las políticas públicas deben anticipar este tipo de fenómenos para intervenir a tiempo. No obstante, apenas existen casos a nivel mundial de agotamiento brusco de las aguas subterráneas, de tal manera, que estos fenómenos suelen dilatarse en el

tiempo, lo que tiene relación con las capacidades adaptativas de los usuarios a nuevas actividades económicas.

3.3.6 Utilización de agua subterránea no renovable. Explotación de reservas

Diferentes términos han sido utilizados para definir el hecho a partir del cual la extracción del agua subterránea supera a la recarga en un acuífero y por lo tanto, empiezas a producirse efectos no deseados. Los mejores ejemplos se dan en el área suroccidental de Estados Unidos y Méjico (Custodio, 2002), donde se fueron generando las primeras concepciones relativas al término sobreexplotación y minería del agua (Mining Yield); este último término se refería a la situación en la que la explotación excede ampliamente a la recarga en un sistema y por lo tanto, producía un descenso en las reservas del mismo.

Otro concepto, también generado en Estados Unidos, es el de caudal seguro (Safe Yield), definido como aquel que se puede extraer de forma permanente sin producir resultados indeseables (Custodio, op. cit.). Un avance a este concepto es el de caudal perenne (Perennial Yield), en el que se admite que, para diferentes escenarios de explotación, ese valor de caudal puede variar.

En lo que concierne al concepto de explotación intensiva de acuíferos y aguas subterráneas es relativamente nuevo, ambiguo y controvertido en hidrogeología. Su definición se dificulta debido a que están envueltos muchos aspectos diferentes y percepciones variables por diferentes grupos técnicos y sociales. El concepto de sobreexplotación no fue adoptado por la legislación española hasta la promulgación de la Ley de Aguas 29/1985. Se ha utilizado desde entonces para referirse a todos los aspectos relacionados con una utilización intensiva del agua subterránea. Sin embargo, este concepto resulta de difícil aplicación a la hora de abordar una situación real; además, lleva en sí una carga en cierto modo peyorativa, arbitraria y pesimista que puede implicar la necesidad de corregir esa situación de una forma inmediata sin la consideración de otros criterios como son los económicos, sociales y ambientales; por último, en países con zonas de escasez hídrica, como es España, las reservas de los acuíferos tienen un valor indudable que no se tiene en cuenta en el concepto de sobreexplotación. Por todo esto, la comunidad científica parece aceptar su sustitución por el término “explotación intensiva”. Se dice que hay explotación intensiva de las aguas subterráneas cuando se extrae una fracción significativa del recurso renovable interanual de los acuíferos, que modifica apreciablemente su régimen hidrológico, causa impactos ecológicos, políticos o socioeconómicos significativos, o que produce cambios importantes en las relaciones río-acuífero.

Generalmente, los criterios técnicos que permiten determinar si un acuífero se encuentra en proceso de explotación intensiva son el descenso permanente de los niveles en función de tiempo y espacio, lo cual es producto del desequilibrio de las aguas subterráneas, el cambio de la composición química, y los efectos de carácter social y económico, tales como la migración de la población, la disminución de productos agrícolas y la escasez en el suministro de agua potable y consecuencias en la salud de la población. Sin embargo, el descenso de los niveles se puede atribuir no solamente a la explotación intensiva o sobreexplotación de las aguas subterráneas, sino también a la falta de recarga de los acuíferos, ya sea por los periodos largos de sequía, por la expansión poblacional en las zonas de recarga de los acuíferos, o por modificaciones en los usos del suelo, entre otros. Por esta razón, las observaciones de niveles deben ser por un periodo mínimo de diez a quince años para poder definir si se trata de un caso de sobreexplotación o explotación intensiva transitoria.

La problemática de la explotación intensiva del agua subterránea ocurre en aquellas áreas en las que la precipitación es escasa y además son favorables para el asentamiento y posterior desarrollo humano. Algunos ejemplos mundiales son la zona central y suroeste de Estados Unidos (Denver/Colorado, Tucson/Arizona, Chicago/Illinois, Valle Central de California y las Vegas/Nevada) y Méjico, donde es bien conocido el caso de Méjico DF que ha registrado una subsidencia del terreno de hasta 7 m debido a la explotación intensiva del agua subterránea. Hay casos parecidos de explotación intensiva en algunas zonas de Brasil, Australia (Great Artesian Basin) y en zonas próximas al mar Mediterráneo como son la zona centro, la Franja de Gaza, el sureste de España y archipiélagos. Existen también amplias zonas de China (Beijing), India o el Norte de África, donde el sistema acuífero de las areniscas nubias, que comprende a los países de Egipto, Libia, Sudán y Chad, tiene actualmente una explotación de más de dos millones de hm^3 (UNESCO, 2006). En todas estas zonas además de existir un uso intensivo del agua subterránea, se da el agravante de tratarse de regiones muy pobres, con muy poca capacidad de gestión hídrica y que en la mayoría de las veces, este recurso es el único disponible para la población. La explotación intensiva es un fenómeno que se extiende a lo largo de todo el planeta y las causas que lo provocan, así como sus impactos asociados, son de muy diversa naturaleza y signo.

En la actualidad, se estima un consumo mínimo de reservas de unos $27000 \text{ hm}^3/\text{año}$ (UNESCO, 2006), de los que aproximadamente $700 \text{ hm}^3/\text{año}$ se dan en España. El país con mayor consumo de reservas es Arabia Saudí, con $17000 \text{ hm}^3/\text{año}$, seguido de lejos por Libia con unos $3000 \text{ hm}^3/\text{año}$.

La explotación intensiva de las aguas subterráneas para regadío en regiones áridas y semiáridas

Aunque el consumo de agua por parte de los abastecimientos urbanos sólo supone el 10-15% del total mundial, su importancia desde el punto de vista social y económico es decisiva. Por el contrario, el regadío constituye el principal uso consuntivo de los recursos hídricos mundiales, con un 70% del total. Esta disparidad entre abastecimiento y regadío se hace particularmente patente en climas áridos y semiáridos, como la mitad oriental de la península ibérica, donde el segundo con frecuencia llega a superar el 90%.

En muchas de estas regiones el bombeo intensivo de los acuíferos para regadío juega un papel fundamental en la gestión del agua. A lo largo de las últimas décadas, la fácil disponibilidad y abaratamiento de las técnicas de perforación y bombeo, unida a los avances científicos en el campo de la hidrogeología, ha generalizado el uso del agua subterránea entre millones de agricultores de regiones áridas y semiáridas de todo el planeta.

En líneas generales, el incremento del uso de las aguas subterráneas se debió a las ventajas competitivas que con respecto al uso de las aguas superficiales. La principal de esas ventajas es la fiabilidad en la disponibilidad del recurso hídrico de los acuíferos en períodos de sequía, cuando la recarga es inferior a la explotación por bombeo. Este hecho hace que en dichos períodos, se produzca una ventaja para los usuarios del agua subterránea en relación con los de agua superficial, ya que permite a los primeros un acceso al recurso de forma directa, una disponibilidad en el momento deseado y una autonomía de uso que no poseen los agricultores usuarios de aguas superficiales.

Por el contrario, según Martínez-Santos (2007), el coste de bombeo de las aguas subterráneas es normalmente más elevado que el de obtener aguas superficiales, estando estas últimas por

lo general ampliamente subvencionadas. Sin embargo, este mayor coste de obtención tiende a compensarse con un rendimiento social y económico más alto de los cultivos en términos de Euros/m³ y puestos de trabajo por m³ (Vives 2003, Hernández-Mora et al., 2003). Entre las razones que pueden explicar estos hechos pueden citarse las ya mencionadas ventajas de disponibilidad durante períodos secos y accesibilidad directa al recurso. El recurso garantizado, si bien a un mayor precio, suele acelerar el desarrollo ya que incita al agricultor a mejorar su técnica de regadío con objeto de ahorrar agua. La misma motivación práctica lleva a la inversión en cultivos de mayor rendimiento económico y menor requerimiento hídrico.

3.3.6.1 Caso de España

En el caso de España, una parte importante de la demanda consuntiva de agua se satisface con aguas subterráneas. La explotación de los acuíferos sustenta el abastecimiento de más de 12 millones de habitantes, lo que representa el 30% de la población, el regadío de 700.000 ha y de otras 300.000 ha en las que las aguas subterráneas complementan las dotaciones superficiales. Este abastecimiento supone un volumen de extracciones por bombeo del orden de 5.500 hm³/año, que representan aproximadamente del 20 al 25% de la recarga total de los acuíferos.

Los acuíferos se suelen clasificar en función de sus características litológicas e hidrológicas. Atendiendo a estos criterios, los acuíferos del territorio nacional se agrupan en detríticos, carbonáticos, materiales de baja permeabilidad y, en las islas Canarias, por rocas de naturaleza volcánica con características hidrogeológicas singulares.

Los acuíferos tienen una desigual distribución espacial, que es el resultado de la interacción entre factores climáticos y geológicos (MINER, 1994). Una buena parte del país corresponde a grandes áreas de sedimentación terciaria con extensos afloramientos de materiales mayoritariamente arcillosos, con mayor o menor grado de consolidación y baja permeabilidad. No obstante, estos depósitos también contienen grandes acumulaciones de materiales detríticos, arenas y gravas fundamentalmente, con valores altos de permeabilidad y porosidad, que por tanto, resultan adecuados para el almacenamiento y circulación del agua subterránea. Algunos ejemplos importantes son la Depresión del Duero, el Tajo medio y en el Bajo Guadalquivir. Algunos acuíferos aluviales importantes son los del Ebro y sus afluentes pirenaicos, las vegas del Guadiana, del Guadalquivir, del Segura, del Llobregat, así como las planas litorales de Castellón, Valencia, Gandía-Denia, y Campo de Cartagena.

Desde el punto de vista geológico, aproximadamente la quinta parte de España está constituida por grandes formaciones calcáreas (mesozoicas y, en menor medida, depósitos terciarios). Estos materiales abundan en la Cordillera Cantábrica, Pirineo, Sistema Ibérico y Cordilleras Béticas, entre otros.

Aproximadamente en la mitad occidental del país, se encuentran los afloramientos más antiguos (granitos, pizarras y esquistos), que dan lugar a medios de muy baja permeabilidad. Afloran principalmente en Galicia, terrenos fronterizos con Portugal y se prolongan hacia el interior de la península, por los Montes de León, el Sistema central y llegan hasta Sierra Morena.

Las reservas totales de aguas subterránea en España, almacenadas hasta profundidades de 100 o 200 metros, se cifran entre 18000 hm³ a 30000 hm³ y por otro lado, los recursos renovales se estiman entre 25000 y 30000 hm³/año, (IGME, 2001; MMA, 1998).

En muchos sectores de la sociedad predomina aún la idea errónea de que el agua subterránea es un recurso muy frágil. El pensamiento de que “*Todo pozo termina por secarse o salinizarse*” es el falso paradigma ampliamente difundido (Custodio, 2002). No obstante, la realidad es que el gran volumen de agua que normalmente almacenan los acuíferos, permite habitualmente cubrir una demanda e incluso atender incrementos temporales de la misma, y, en muchos casos, con mayor elasticidad y garantía que con embalses superficiales, sujetos a mayor fluctuación e incertidumbre, debido a la gran irregularidad climática de climas semiáridos. Desde la promulgación de la Ley de Aguas de 1985, la organización de la Administración Pública se fundamenta principalmente en los Organismos de Cuenca (Confederaciones Hidrográficas) y en el Consejo Nacional del Agua. Esto es así cuando la Cuenca Hidrográfica excede el ámbito territorial de una Comunidad Autónoma, en caso contrario, y la cuenca hidrográfica es intracomunitaria, la gestión hidráulica pasa a pertenecer a la Comunidad Autónoma.

Actualmente, en los países desarrollados, como consecuencia del aumento del nivel de vida que de ordinario supone tener resueltos los problemas de abastecimiento de agua y de alimentos, la sociedad exige nuevos usos para el agua. Entre estos, cobra especial importancia el mantenimiento y mejora del medio ambiente, así como su utilización con fines recreativos. Ante esta situación, la gestión del agua adquiere nuevas dimensiones ya que además de los usos tradicionales (urbanos, agrícolas e industriales), se están imponiendo estos otros, que generalmente conllevan la reducción de los volúmenes disponibles para los primeros, generando de esta forma nuevos focos de tensión entre distintos colectivos de la sociedad.

La investigación sistemática de las aguas subterráneas comenzó en España en la década de los 70, con los estudios hidrogeológicos del Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas (PIAS), Recursos Hídricos Totales del Pirineo Oriental (REPO), Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias (SPA), etc, buena parte de ellos parcialmente financiados con fondos internacionales. Hasta el año 2000, el Instituto Geológico y Minero de España era el Organismo encargado del control de las aguas subterráneas con redes dedicadas a la observación de la piezometría (unos 3000 puntos), hidrometría en manantiales (unos 500 puntos), calidad (unos 1650 puntos) e intrusión. En la actualidad, la responsabilidad de los datos de observación general ha sido asumida por las Confederaciones Hidrográficas.

Contexto histórico del origen de la explotación intensiva en España

En 1939 se creó el Instituto Nacional de Colonización, (INC) con dos grandes líneas de actuación: la colonización de grandes zonas dominables mediante obras hidráulicas para el riego. En la década de los 50, coincidiendo con un inicio de liberalización, se impulsó otro tipo de actuaciones; de esta forma las operaciones de transformación y regadío continuaron en los años siguientes con mayor intensidad, se produjo una elevación de los precios de tasa para hacerlos remuneradores, se impulsaron actuaciones para fomentar el desarrollo y la modernización técnica del sector agrario y para conseguir esto se produjo la construcción de la Red Nacional de Silos y Graneros, se iniciaron medidas de apoyo financiero al sector, se produjo el inicio de la concentración parcelaria, se rediseñaron los planes de colonización que ahora tratarían de concentrar la actividad colonizadora en las zonas regables. Se revisaron además las actuaciones de repoblación forestal y por último se produjeron unas transformaciones estructurales en la agricultura.

Esta política estatal se basaba en la premisa de que el “riego” era la solución a todos los problemas productivos y sociales del campo, por lo tanto se produjo una ampliación del regadío entre los años 1950 y 1960 en más de medio millón de ha; el único factor limitante eran los recursos hídricos disponibles en alguna zona determinada. Esto hizo que se produjera un fuerte desarrollo en la construcción de obras hidráulicas, especialmente embalses, pozos, sondeos etc, y es donde se sitúa el origen de la explotación intensiva del agua subterránea. En el año 1971, la fusión del INC y del Servicio nacional de Concentración Parcelaria (SNCP), creado en 1952, dio lugar al Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA), el cual recogió el testigo de las actuaciones anteriores y dio un impulso definitivo al desarrollo y utilización de las aguas subterráneas.

La explotación a gran escala de las aguas subterráneas, por tanto, comenzó en España en los años 60, aunque los primeros estudios sistemáticos no se hicieron hasta finales de la década del 70 (PIAS, REPO, SPA). Estos primeros trabajos estuvieron centrados en la investigación básica hidrogeológica de los sistemas acuíferos, debido al gran desconocimiento que se tenía sobre ellos. Por tanto, muchos estudios no incorporaban ninguna otra dimensión como la ambiental, la socioeconómica o la legal.

La “sobreexplotación” viene recogida en el “Reglamento de Dominio Público Hidráulico” (artículo 171.2), y considera acuífero sobreexplotado, o en riesgo de sobre-explotación, cuando se encuentra en peligro la subsistencia de los aprovechamientos existentes en el mismo o cuando se produzca un deterioro grave de la calidad del agua como consecuencia de venirse realizando extracciones anuales superiores o muy próximas al volumen medio de los recursos anuales renovables, o que produzcan un deterioro grave de la calidad del agua.

El fenómeno de la explotación intensiva afecta a un importante número de acuíferos españoles, especialmente los situados en la vertiente mediterránea, donde el clima está caracterizado por escasas precipitaciones y marcada irregularidad con episodios de sequía más o menos recurrentes. Según el “Libro Blanco del Agua” (MMA, 1998) y el “Catálogo de acuíferos sobreexplotados” (DGOHCA-IGME, 1997) en España existen 77 acuíferos con problemas de sobreexplotación y, entre los diez primeros, siete están en la cuenca del Segura, los cuales son utilizados para regadío principalmente. En la actualidad la explotación de las aguas subterráneas representa una cantidad de 5500 hm³/año, con una tasa de explotación intensiva total en los acuíferos afectados de unos 700 hm³/año.

3.3.7 Gestión de la oferta con recursos hídricos no convencionales

En aquellos lugares donde los recursos hídricos son menores que las demandas y se ha llegado al óptimo de la eficiencia hídrica, se necesitan métodos alternativos para la obtención del recurso. En los últimos años se han desarrollado numerosos estudios con el objetivo de analizar la posibilidad de la utilización de recursos hídricos que hasta la fecha ni siquiera habían sido contemplados. Gracias a los avances científicos y tecnológicos, ya es posible su empleo como fuente alternativa y fiable, en los países desarrollados. Estas medidas de gestión están englobadas dentro de la gestión de la oferta y pueden convertirse en una forma de aliviar a los acuíferos de una explotación no sostenible. Dentro de estas destacan la reutilización de aguas residuales, la recarga artificial y el uso de agua desalada.

La generación de aguas residuales va en constante aumento a causa del veloz crecimiento de la demanda de agua urbana. Se trata de recursos que, adecuadamente tratados, pueden y deben ser empleados para reducir el déficit de agua especialmente en zonas áridas y semiáridas. Al respecto existen interesantes ejemplos en Oriente Medio y California. En Israel, el sector

agrícola se está cambiando gradualmente hacia el riego con aguas residuales depuradas y aguas salobres, y se está trabajando para suministrar agua de alta calidad incorporando los acuíferos como medio de depuración; en unos cinco años se quiere pasar del 75% en 2008 al 90% de tasa de reutilización de aguas residuales. Concretamente, en la Región de Dan está situada la planta de tratamiento de aguas residuales de Shafdan que está considerada como la más grande y avanzada de su tipo en Oriente Medio. Recibe el agua de una población de 2 millones de personas (Tel-Aviv y localidades costeras) y la planta trata 130 hm³/año de aguas residuales que se usan después para riego. Tras un tratamiento secundario el efluente se recarga en el acuífero en diferentes balsas, y a unos cientos de metros se bombea a través de unas 150 captaciones y el agua de excelente calidad se incorpora a la denominada tercera línea del Neguev sólo destinada a uso agrícola.

No obstante, las prácticas comunes de manejo y reutilización de aguas residuales en países en vías de desarrollo a menudo no son ni planeadas ni controladas y generan altas tasas de infiltración a los acuíferos, incluso en los climas más áridos. Esta infiltración incidental es a menudo la reutilización local más importante de aguas residuales urbanas en términos del volumen, pero rara vez se planea y casi nunca se reconoce como tal. Este fenómeno tiene la ventaja de mejorar la calidad de las aguas residuales urbanas y de almacenarlas para uso futuro, pero también puede contaminar los acuíferos que se utilicen para el abastecimiento de agua potable.

Las aguas residuales se infiltran directamente al subsuelo desde los sistemas de drenaje, y de forma indirecta, por los excedentes de agua que se aplican para el riego agrícola en las zonas ribereñas. La tasa de recarga generalmente es mayor de 1.000 mm/a (Drewes et al., 1996). Por lo tanto, la recarga incidental a los acuíferos es importante, ubicua y siempre debe ser considerada como parte integral de un proyecto de reutilización de aguas residuales para riego agrícola. Además, el agua residual es muy apreciada por los agricultores, debido a su disponibilidad constante y su contenido en materia orgánica y nutrientes, que incrementa su productividad. Sin embargo, su uso indiscriminado genera riesgos muy serios para la salud pública, tanto en los agricultores que están en contacto con las aguas residuales como en los consumidores de los productos crudos. También puede haber peligros a más largo plazo si las aguas residuales contienen efluentes industriales con elementos tóxicos (como plomo, cromo, boro, etc.) que afecten el suelo, disminuyan su fertilidad o se introduzcan en las cadenas alimenticias.

Allí donde se reutiliza agua residual para riego, se suelen usar estructuras de almacenamiento y distribución sin revestir y las parcelas se riegan por inundación. En estas condiciones y con niveles freáticos someros o acuíferos fracturados localizados cerca de la superficie, es posible que haya una importante penetración de bacterias y virus patógenos (Bouwer, 1991). No obstante, cuando se trata de acuíferos más profundos se produce una atenuación en la zona no saturada que elimina la mayor parte de los patógenos antes de llegar al nivel freático, que puede equivaler a un nivel terciario de depuración (Foster et al., 1994). A pesar de esto, el proceso de infiltración de aguas residuales en acuíferos freáticos por sí solo no puede lograr niveles de calidad de agua potable (MacQuarrie et al., 2001; Chilton et al., 1995), principalmente debido a que, en primer lugar, como el contenido de nitrógeno en el agua residual municipal frecuentemente excede los requerimientos de las plantas, se produce su lixiviación de las tierras irrigadas y las concentraciones resultantes de nitrato sobrepasan los 45 mgNO₃/l, que es el límite internacionalmente aceptado para consumo humano. En segundo lugar, donde el agua residual se infiltra directamente, el nitrógeno amoniacal (NH₄) generalmente es la especie de nitrógeno estable y es posible que alcance niveles

problemáticos; por último, se encuentran concentraciones elevadas de Carbono Orgánico Disuelto (COD), usualmente de 3–5 mg/l y con un nivel máximo de 6–9 mg/l, mientras que los valores normales de referencia son de menos de 1–2 mg/l. Este COD puede ser generador de compuestos peligrosos como los trihalometanos, (Westerhoff et al., 2000).

Por tanto, se deberá otorgar siempre alta prioridad a mejorar la caracterización de las aguas residuales como apoyo a la evaluación del peligro de la contaminación del agua subterránea. Además, es importante tener en cuenta que el impacto de la infiltración de aguas residuales a las fuentes específicas de suministro de agua subterránea no sólo dependerá de su impacto sobre el sistema acuífero somero, sino también de su ubicación con relación al área de infiltración de aguas residuales, la profundidad de la captación del agua y la integridad de la construcción de los pozos (Chilton et al., 1995). Un control cuidadoso de dichos factores (y bajo circunstancias favorables en términos de la vulnerabilidad de los acuíferos y la calidad de las aguas residuales) puede lograr la compatibilidad entre la reutilización de las aguas residuales y las necesidades del suministro con agua subterránea (WB, 2006).

En definitiva, el almacenamiento en acuíferos de aguas residuales tratadas a menudo es la mejor opción en sitios en los que la demanda de agua para riego varía mucho según la temporada, y a la vez usar la infiltración en la zona no saturada para tratar las aguas residuales a nivel terciario. La recarga incidental considerable de los acuíferos por medio de la gestión y reutilización de aguas residuales es una situación que siempre debería ser considerada como parte integral de la gestión del agua residual y, por lo tanto, ser planeada según el caso.

Parece pues conveniente dedicar unas líneas a la explicación somera de la recarga artificial. El fundamento de esta técnica consiste en disponer agua superficial en balsas, surcos, zanjas o cualquier otro tipo de dispositivo, desde donde se infiltra y alcanza el acuífero (Bouwer, 2002). La recarga artificial experimenta un uso creciente sobre la forma tradicional de almacenaje de aguas que ha sido mediante infraestructuras superficiales mediante embalses. Esta técnica tiene una serie de desventajas con respecto al almacenaje subterráneo, como la gran pérdida por evaporación estimada en unos 2 m/año en climas semiáridos, la acumulación y consiguiente colmatación por sedimentos, el riesgo de rotura y otros efectos ecológicos y socioeconómicos adversos (Devine, 1995; Knoppers et al., 1995; Pearce, 1992). La recarga artificial requiere de suelos permeables, por lo que se debe recurrir a zanjas o minas en la zona no saturada, o bien inyectar el agua directamente en el acuífero por medio de pozos. Para diseñar un sistema de recarga artificial, se debe determinar la tasa de infiltración del suelo y verificar que la zona no saturada entre la superficie del terreno y el acuífero tiene una permeabilidad adecuada, y que no existe zonas contaminadas. El acuífero debe ser suficientemente transmisivo para evitar un ascenso excesivo del nivel piezométrico. El conocimiento de estas condiciones requiere investigaciones de campo y, si no se detecta inconvenientes graves, ensayos con balsas para predecir el rendimiento del sistema. Los aspectos de calidad del agua también han de ser evaluados, especialmente en lo que respecta a la formación de capas colmatantes en el fondo de las balsas u otras superficies de infiltración y a las reacciones geoquímicas en el acuífero. Las capas colmatantes se pueden evitar mediante técnicas como el filtrado u otros pretratamientos del agua, así como mediante la restauración de la capacidad de infiltración del sistema con técnicas como el secado, retirada, lijado, escarificado u otras técnicas de roturación.

La recarga directa por pozos de inyección es usada donde no existen afloramientos permeables, la zona no saturada no es susceptible de ser perforada y/o los acuíferos son profundos y/o confinados (Bouwer, 2002). Los acuíferos confinados aceptan ser recargados

porque dichos acuíferos pueden ser comprimidos o expandidos, especialmente entre las capas de arcillas y acuitardos, que son más compresibles que los materiales consolidados, así como las gravas y arenas del acuífero. No obstante, una excesiva compresión es normalmente irreversible (Bouwer, 1978). Donde el agua subterránea no es usada para abastecimiento, se puede inyectar agua de baja calidad. Los acuíferos formados por materiales no consolidados tienden a tener texturas groseras y a estar saturados; por tanto, estos materiales no dan la misma mejora de la calidad de agua de recarga como las texturas finas. Los problemas de colmatación ocurren mayoritariamente cuando se usa la técnica de recarga mediante pozos de inyección. La compatibilidad entre la geoquímica del agua de recarga y la existente en el agua subterránea se debe tener en cuenta, para identificar y considerar fenómenos como precipitación de carbonatos, formación de hidróxidos de hierro, movilización de minerales etc. En Australia, donde el agua de tormentas ha sido inyectada dentro de acuíferos, la tasa de atenuación de patógenos es adecuada para regadío y normalmente cumple con los requisitos para abastecimiento o reutilización (Dillon et al., 1996). Aunque los pozos de inyección colmatados pueden ser rehabilitados mediante técnicas convencionales, la mejor opción es evitar la colmatación mediante bombeos escalonados, sobre quince minutos de bombeo una vez, dos veces o tres veces al día. Este método centrado en la capa colmatada requiere un bombeo específico y detallado, pero previene de efectos serios de colmatación, así como puede eliminar la necesidad de filtrado por membrana. Existen algunos buenos ejemplos de utilización satisfactoria de esta técnica. Por ejemplo, en un caso de estudio en Phoenix, Arizona, USA la recarga por pozos de inyección con agua procedente del alcantarillado después de un tratamiento primario y secundario, nitrificación–desnitrificación, filtración, y desinfección mediante UV, no ha mostrado signos de colmatación durante tres años de operación con un régimen de bombeo de unos 30 minutos, tres veces al día (Goldman, 2001). En Australia, la rehabilitación de sondeos de inyección mediante esta técnica se ha realizado con resultados muy positivos (Dillon et al., 1996). Esta técnica de inyección frecuente puede ser más efectiva que la filtración por membrana, para prevenir la colmatación en sondeos de inyección.

En las últimas dos décadas la desalación ha aparecido como un recurso hídrico alternativo. Este hecho ha ocurrido en parte debido a la necesidad de dotar con mayor cantidad de recursos a las zonas cercanas al mar, que son, por lo general, las que tienen mayores demandas hídricas y por tanto, mayores problemas de disponibilidad. Estas zonas cuentan con una situación geográfica adecuada y, en países desarrollados, se cuenta con los medios técnicos necesarios para llevar a cabo la desalación.

La desalación ha experimentado una evolución tecnológica desde su aparición como tecnología aplicable de forma industrial en la década de los 60. En ella se pueden distinguir dos etapas en función de los procesos de desalación aplicados (FAO, 2004a). La primera se extendió hasta los finales de la década de los setenta, en la que el método predominante era la destilación, basado en la separación de agua y sales disueltas mediante la evaporación y posterior condensación del vapor. A partir del año 1980, tras una nueva crisis del petróleo y debido a la falta de mejoras tecnológicas en estos procesos de destilación, se produce un viraje hacia los procesos de filtración, entre los que predominan la ósmosis inversa (OI) y la electrodiálisis (ED). La ED puede ser más competitiva tratando aguas salobres, incluso con alto contenido en sílice, de baja concentración de sales, por lo que la OI es más utilizada para desalar agua de mar.

El éxito de la ósmosis inversa ha sido posible gracias a la intensiva investigación y desarrollo de nuevas membranas. Esta evolución estuvo enfocada inicialmente en conseguir una mayor

resistencia de la membrana en condiciones de muy alta presión. De esta forma se ha llegado a conseguir un rechazo de sales del 99% para el agua de mar (35 g/l). Otra gran evolución ha sido la de aumentar la eficiencia energética, al disminuir el consumo específico de energía por debajo de la barrera de los 4 kWh/m³ (FAO, 2004a). Gracias también a esta evolución tecnológica se ha producido una gran disminución de los costes de producción del agua desalada, sobre todo de los costes energéticos y de amortización, aunque existe gran variabilidad en función de la técnica de desalación empleada. Por tanto, su precio ofertado a los usuarios ha ido cayendo hasta por debajo de los 0,5 Euros/m³, que es el coste que se estima en la actualidad (FAO, 2004a). Sin embargo, el principal obstáculo para que la desalación de agua de mar pueda llegar a considerarse un recurso convencional más, es su dependencia de las variaciones del precio de la energía, ya que su coste energético se sitúa actualmente alrededor del 40% de sus costes totales de producción.

El efecto de la bajada del precio del agua desalada ha sido la extensión de su uso a otras actividades productivas, mayoritariamente a la agricultura. En la actualidad, el precio del agua desalada no es aún competitivo con respecto al coste de extracción del agua subterránea, ni mucho menos en comparación con el coste de utilización del agua superficial. No obstante, en la planificación hidrológica se está contemplando, para casos graves de explotación intensiva del agua subterránea en sistemas acuíferos interiores, la posibilidad de realizar permutas de usos entre usuarios cercanos a la costa, con derechos de agua no procedentes de desalación, y usuarios alejados de áreas litorales.

La producción de agua desalada en los últimos diez años se ha incrementado en todo el mundo de forma muy superior a la pronosticada. De esta forma, en el año 2002 había unas 12500 plantas desaladoras a lo largo del mundo (UNESCO, 2008), con una producción de unos 5000 hm³/año, lo cual suponía el 1 % del consumo mundial. En la actualidad, la producción mundial se estima en unos 8760 hm³/año (UNESCO, 2008). Los usuarios más importantes se sitúan en Oriente Próximo, con aproximadamente el 70% del consumo mundial. De esta forma, estados como Arabia Saudí, Kuwait, Emiratos Árabes, Qatar y Bahrain, son los principales usuarios. En el norte de África, principalmente los estados de Libia y Argelia representan el 6% del consumo mundial. En cuanto a países industrializados, los Estados Unidos consumen el 6,5% del agua desalada mundial, siendo los estados de California y partes de Florida los mayoritarios. En cuanto a los usos del agua desalada, aproximadamente el 12% del agua desalada mundial se destina a la agricultura (FAO, 2003b), siendo España la primera en ese ranking con el 25%, en el año 2006 (FAO, 2004a). En España, la producción actual de agua desalada supera los 400 hm³/año (MIMAM, 2004). Esta cifra representa el 1,2 % de la demanda consuntiva, lo que significaba a España en cuarto lugar mundial, en cuanto a producción de agua desalada.

La desalación puede generar una serie de impactos negativos sobre el medio natural. El principal impacto directo es el producido por el vertido al mar hipersalino (salmuera) e hipertérmico, en la flora y fauna marina, especialmente en las comunidades de Posidonia oceánica (FAO, 2004a). Por otro lado, el principal impacto indirecto es la emisión de CO₂ que potencian el efecto invernadero terrestre, producidos por la quema de combustibles fósiles para la producción de energía eléctrica, que alimentan a las plantas de desalación. De esta forma, aproximadamente, cada gigavatio/hora que se genera equivale a la emisión de 1.000 toneladas de CO₂, para una central de carbón y 425 toneladas de CO₂, en el caso del gas (FAO, 2004a). Por todo esto, se deben dirigir los esfuerzos de investigación en el estudio y aplicación de métodos de alimentación de las plantas desaladoras, con energías alternativas e inocuas con el medio ambiente (FAO, 2004a), y en minimizar los riesgos de afección al medio acuático.

3.4 Protección de la calidad del agua subterránea y ecosistemas asociados

3.4.1 Introducción

El agua subterránea es un recurso natural vital para el suministro confiable y económico de agua para consumo humano en los ámbitos urbano y rural. Por tanto, los asuntos de la calidad deberían tener la misma importancia que los de cantidad en cuanto a su inclusión en el análisis de la gestión integrada del agua y en su posterior implementación. Sin embargo, los estudios de calidad hidroquímica de las aguas subterráneas desde un enfoque integrado son más bien escasos hasta la fecha (Farmani et al., 2009, Henriksen et al., 2007, Arabi et al., 2007 etc.).

Se entiende que una MAS presenta un buen estado ecológico cuando los valores de los indicadores de calidad correspondientes al tipo de masa de agua superficial muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, pero sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de MAS en condiciones naturales. En zonas áridas y semiáridas, los asuntos de cantidad han sido tradicionalmente prioritarios a los de la calidad (Custodio, 2006). En el caso del abastecimiento municipal, el agua bruta que entra al sistema debe cumplir unos estándares altos de calidad y ser constantes en el tiempo. El recurso hídrico que mejor cumple con ello es el agua subterránea. Para lograr este objetivo, recurrir a procesos de tratamiento (más allá de la desinfección preventiva) debería ser el último recurso, pues los sistemas resultan costosos y técnicamente complejos, además de que implican una gran carga operativa. Sin embargo, con demasiada frecuencia en el pasado los recursos de agua subterránea han sido poco considerados y quienes los explotan para suministro de agua potable no han tomado acciones para proteger la calidad del agua. A nivel mundial, los acuíferos experimentan una creciente amenaza de contaminación ocasionada por la urbanización, el desarrollo industrial, las actividades agrícolas y la explotación minera (Custodio, 2006). Por lo tanto, se requieren campañas proactivas y acciones prácticas que protejan la calidad original del agua subterránea. Estas acciones se justifican plenamente si se consideran tanto criterios amplios de sustentabilidad ambiental como criterios de beneficio económico más estrechos. En algunos casos, el impacto de contaminación por un compuesto persistente se manifiesta en las aguas subterráneas después de muchos años o décadas; este hecho puede llevar a una actitud complaciente sobre la amenaza de contaminación, pero la implicación real es que, una vez que resulta obvio que la calidad del agua subterránea ha sido contaminada (Custodio, 2006), generalmente es porque ya están afectados grandes volúmenes del acuífero, y las medidas de limpieza casi siempre tienen un alto coste económico y son técnicamente complicadas. Existen muchas visiones pesimistas acerca de la contaminación del agua subterránea y su posibilidad de recuperación (Rivett, 2002). No obstante, una postura intermedia entre el pesimismo y el optimismo podría llevar a pensar que, si bien existen numerosos avances tecnológicos de descontaminación de acuíferos, recuperar su estado original es prácticamente imposible. Los principales contaminantes de origen humano son sustancias minerales, orgánicas y biológicas (incluyendo radioisótopos), producidos y acumulados por el ser humano, pero también como resultado de la actividad natural, como los de movilización de sales naturales en el subsuelo debido al incremento de la evaporación de superficie y de acuíferos someros (Custodio, 2006).

Es importante reconocer que estas difieren por mucho de las actividades y compuestos que más frecuentemente contaminan los cuerpos de agua superficial. Esto se debe a que la contaminación en el subsuelo depende de factores muy variados, que controlan la movilidad y persistencia de los contaminantes, originados por la matriz del acuífero y las tasas mucho más lentas de biodegradación (como resultado de las bajas concentraciones de carbón orgánico, la

reducida población de bacterias y la limitada difusión de oxígeno) (Foster, 2002). La contaminación de acuíferos ocurre si la carga contaminante sub-superficial generada por descargas y lixiviados antropogénicos (de actividades urbanas, industriales, agrícolas y mineras) no se controla adecuadamente y (en ciertos componentes) excede la capacidad natural de atenuación del terreno y los estratos subyacentes (Yaron et al., 1996). Los perfiles naturales del subsuelo activamente degradan múltiples contaminantes del agua y, por mucho tiempo, han sido considerados potencialmente efectivos respecto a la contaminación de origen urbano. La autoeliminación de contaminantes durante el transporte sub-superficial en la zona no saturada del subsuelo es el resultado de su degradación biológica y de diversas reacciones químicas, pero también se debe al retraso en el transporte del contaminante (ocasionado por su sorción en la superficie de arcillas minerales y/o de materia orgánica), ya que aumenta en gran medida el tiempo disponible para que los otros procesos mencionados eliminen los contaminantes (Fetter, 1999). Sin embargo, no todos los perfiles del subsuelo y de los estratos subyacentes son igualmente eficaces para la protección de los contaminantes. Es especialmente peligroso y dañino la contaminación de los acuíferos libres, especialmente cuando la zona no saturada es poco profunda y los niveles del agua son someros, así como el caso de acuíferos semi-confinados, si los acuitardos confinantes son relativamente delgados y permeables (WB, 2006). En la mayor parte de los casos, los contaminantes acaban por alcanzar las aguas subterráneas aunque los tiempos de tránsito puedan diferirse en el tiempo.

La posibilidad de que el peligro de contaminación se convierta en una amenaza real a una fuente de abastecimiento público depende, en primer lugar, de su ubicación con respecto a las fuentes de agua subterránea (y de la dirección del flujo y zona de captación) y, en segundo lugar, de la movilidad del contaminante en cuestión dentro del régimen local del flujo de agua subterránea. Por tanto, es necesario evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea antes de poder definir en forma más clara las acciones necesarias para proteger su calidad. La definición lógica del peligro de contaminar el agua subterránea parte del análisis de la interacción entre la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación y la carga contaminante que es, será o pudiera ser aplicada al ambiente sub-superficial como resultado de la actividad humana que ocurre en la superficie del suelo. La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación es, en forma práctica, lo inverso de lo que en la jerga de la gestión de calidad del agua de ríos se conoce como 'la capacidad de asimilación de contaminantes por un cuerpo receptor'. Según Vrba y Zaporozec (1994) la vulnerabilidad es una propiedad intrínseca del sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad del mismo a los impactos humanos y/o naturales. Existen numerosos índices de vulnerabilidad (GOD, DRASTIC, AVI, SINTACS, COMPARACIÓN), cada uno con sus peculiaridades. Estos índices pueden ser fácilmente representados en un mapa. La superposición de este mapa con otro con los resultados de los levantamientos en campo de la carga potencial contaminante sub-superficial facilita la evaluación del peligro de contaminar el agua subterránea. Esto constituye una herramienta muy poderosa de gestión, ya que permite coordinar la ordenación del territorio con la protección del medio subterráneo. Gracias a esto se permite establecer zonas simples y sólidamente definidas (basadas en perímetros de vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación y de protección de fuentes), con matrices que muestren dónde es posible realizar qué actividades, con un riesgo aceptable para el agua subterránea. La zonificación para la protección del agua subterránea también juega un papel clave al establecer prioridades para el control de su calidad, premisas para realizar auditorías ambientales en industrias, acciones de control de contaminación dentro de un sistema agrícola y limpieza de terrenos históricamente contaminados, así como para educación pública en general. Todas estas actividades son componentes esenciales de una estrategia sustentable para la protección de la calidad del agua subterránea.

La protección de los acuíferos contra la contaminación pasa por controlar las prácticas de uso del suelo, las descargas de efluentes y el depósito final de residuos; sin embargo, es necesario definir estrategias pragmáticas que permitan equilibrar diversos intereses que compiten entre sí (Foster, 2002). Siempre que se pueda es conveniente utilizar la capacidad natural de atenuación de contaminantes de los estratos suprayacentes al acuífero. Es necesario lograr un equilibrio razonable entre la protección de los recursos de agua subterránea (los acuíferos en conjunto) y la protección de fuentes específicas (pozos y manantiales). Aunque ambos enfoques son complementarios, el hecho de que se enfatice uno u otro (en una zona específica) dependerá de la situación de explotación de los recursos y de las condiciones hidrogeológicas que prevalezcan.

3.4.2 Amenazas naturales a la calidad

Los compuestos traza representan únicamente el 1% de los constituyentes disueltos presentes en el agua subterránea en forma natural, pero algunas veces pueden hacerla inadecuada o inaceptable para el consumo humano (Sinclair, 2001). No obstante, al mismo tiempo, muchos de estos elementos traza son esenciales en pequeñas cantidades para la salud humana y/o animal. Sin embargo, el rango dentro del cual son deseables puede ser pequeño y a mayores niveles pueden ser dañinos (por ejemplo, el F). Otros siempre perjudican la salud, aun en concentraciones muy pequeñas (por ejemplo, el As y el U). Algunos elementos (como el As, el F y el Mn) generan problemas conocidos en el agua subterránea. Otros, (en forma notable el Ni, el U y el Al) son de creciente preocupación y pueden ameritar una investigación más profunda en ciertas condiciones. La concentración de algunos de estos elementos puede ser incrementada mediante diversas actividades contaminantes en la superficie del suelo, y para propósitos de gestión es importante diferenciar los impactos de origen antropogénico de los problemas que ocurren en forma natural; para lo cual hay que realizar estudios detallados y controlar el agua subterránea. De esta forma, una buena caracterización del contenido en elementos traza de un acuífero es básico para su correcta gestión hídrica.

A nivel mundial, el mayor problema de calidad del agua en la actualidad sigue siendo la alta frecuencia de las enfermedades hídricas ocasionadas por patógenos (WB, 2006), derivadas en gran medida de la falta de saneamiento que afecta a más de 2000 millones de personas. Además, se ha producido una ocurrencia de ciertos elementos traza en niveles superiores a los criterios de agua potable de la OMS en algunos abastecimientos de agua subterránea, con implicaciones de largo plazo para la salud de sus consumidores. En algunos acuíferos, dichas concentraciones se deben a su naturaleza mineralógica y al lavado parcial por el lento flujo del agua.

El arsénico es el elemento traza más peligroso ya que es tanto tóxico como carcinógeno en concentraciones bajas (Peters et al., 2008). Apenas se empieza a conocer el rango de condiciones hidrogeológicas que facilitan su solubilidad en el agua subterránea, pero su movilidad en profundidades someras bajo condiciones fuertemente reductoras en acuíferos geológicamente recientes (del Holoceno) es causa de preocupación porque complica seriamente el abastecimiento de agua de bajo costo en las zonas de deltas y aluviales del sureste asiático (Mukherjee, 2006). El mecanismo preciso por el cual se genera agua subterránea altamente anóxica, que moviliza al arsénico, así como el grado con el cual el bombeo en pozos para riego favorece la migración descendente todavía está en discusión. Actualmente, en muchos casos se encuentra agua subterránea con bajo contenido de As en acuíferos más antiguos (pre-Holoceno) a mayores profundidades, pero también algunas veces en pozos muy someros que interceptan el manto freático; sin embargo, en ambos casos se

debe tener mucho cuidado para evitar la ‘contaminación cruzada’ cuando se extrae esta agua subterránea.

El manganeso soluble se presenta ampliamente en el agua subterránea en condiciones reductoras, debido al consumo del oxígeno disuelto ocasionado por procesos químicos de origen natural o antropogénico, y alcanza concentraciones elevadas en condiciones ácidas cuando hay una mayor solubilidad. Existe una creciente preocupación de que el Mn altamente soluble pueda también representar un peligro para la salud si se ingiere durante un largo plazo. La OMS enumera otros elementos traza entre los que destacan el Ni, el U y el Al, como potencialmente peligrosos en el agua potable, y por ello, es necesario verificar su ocurrencia, particularmente cuando se inicia la explotación del agua subterránea en acuíferos caracterizados por una lenta circulación del agua y/o por un geotermalismo importante.

El flúor en ocasiones es un elemento que provoca problemas por su deficiencia, pero puede ocasionar problemas de salud en el abastecimiento de agua rural cuando se presenta en concentraciones excesivas. Se encuentran concentraciones elevadas en forma relativamente extendida en zonas volcánicas, graníticas y otros terrenos de África y Asia, y especialmente en los climas más áridos o durante períodos secos prolongados.

Si se descubren concentraciones excesivas de elementos traza en el agua subterránea de un acuífero utilizado para abastecimiento doméstico, se debe definir un plan de emergencia inmediato que aborde el problema potencial, así como también identificar una estrategia de más largo plazo. El plan de emergencia normalmente contiene los siguientes elementos (WB, 2006): la evaluación hidrogeoquímica a escala y nivel de detalle apropiados para identificar los pozos de agua afectados, junto con un diagnóstico razonable del problema general; la orientación a la comunidad sobre las restricciones en el uso y la localización de pozos de agua seguros; un programa de salud pública para buscar los síntomas de cualquier afectación a la salud relacionada con el agua de consumo.

La mitigación a corto plazo que involucra la clausura de pozos implica que (a) la comunidad utilice mucho más tiempo en obtener agua o que (b) se entregue agua, embotellada o en camiones-cisterna, con calidad asegurada, y el costo de ambos puede ser sumamente sensible al ‘nivel disparador de la acción’ adoptado; por lo tanto hay que establecer prioridades dadas las incertidumbres epidemiológicas cuando se exceden considerablemente los criterios de la OMS. Cuando se incorporan nuevos pozos de agua en áreas en donde el agua subterránea es de calidad dudosa, es prudente hacer un análisis inorgánico exhaustivo inicial, dejando abierta la posibilidad de reemplazar posteriormente los pozos con calidad de agua inaceptable.

La mitigación a largo plazo de problemas de calidad del agua subterránea de origen natural implica atender varios asuntos importantes en relación con los arreglos institucionales y la estructura organizacional, y tiene una dimensión cultural importante. Por tanto, es necesario definir e implementar una respuesta que opere eficazmente prioridades, coordinar acciones y desarrollar capacidades; además, se debe identificar a los miembros de los grupos interesados a consultar durante todo el proceso. El objetivo, a largo plazo es lograr, al menor coste posible, un abastecimiento de agua confiable y libre de amenazas mediante la evaluación cuidadosa de los costes y peligros relativos de las opciones disponibles, en términos de seguridad frente a las sequías, calidad normal microbiológica y química, y riesgos de contaminación.

Potencialmente existen varias opciones diferentes para la definición de una estrategia integrada para mitigar un problema de elemento traza de origen natural en el agua subterránea, tanto a largo plazo, como a corto, cuya viabilidad técnica y económica debe ser analizada cuidadosamente. El asunto más importante que hay que resolver es ‘cómo y en dónde se debe invertir para obtener el beneficio comunitario mayor en términos de mejoramiento general de la salud’. Existen soluciones que incluyen el abastecimiento con agua superficial y/o tratamiento de agua, especialmente a pequeña escala, las cuales pueden no ser viables por las siguientes dos razones: en primer lugar, los métodos de tratamiento baratos pero fiables para quitar contaminantes traza del agua subterránea a nivel de pequeños pueblos, aldeas y hogares, todavía no están disponibles en los países en desarrollo y, por lo tanto el agua embotellada para consumo y preparación de alimentos puede ser la única solución factible, y así se puede utilizar agua de menor calidad para otros usos; por otro lado, la contaminación de los abastecimientos de agua con patógenos microbiológicos (bacterias, virus y protozoarios) sigue siendo la principal causa de morbilidad y mortalidad en el mundo en desarrollo. Por tanto, habrá muchas situaciones en las que la mejor solución al menor costo posible consiste en identificar y desarrollar fuentes alternativas de agua subterránea. Por lo tanto debe otorgarse una alta prioridad a la delimitación y caracterización rigurosa de acuíferos (en las tres dimensiones) que contengan en el momento agua subterránea con pocos elementos traza problemáticos.

3.4.3 Ecosistemas dependientes del agua subterránea

Existen diversos tipos de ecosistemas y paisajes asociados en los que el agua subterránea juega un papel esencial en su funcionamiento. Por tanto, la ausencia de control sobre el uso y protección tiene siempre unos impactos ecológicos negativos. De esta forma, en algunos acuíferos altamente explotados la función ecológica del agua subterránea se ha perdido, como resultado del descenso del nivel piezométrico. En otros casos, la contaminación del agua subterránea es la principal amenaza. Los ecosistemas relacionados con el agua subterránea pueden clasificarse en función de su funcionamiento hidrogeológico y de sus características geomorfológicas (WB, 2006). Un primer tipo formado por descargas naturales pertenecientes a sistemas de flujo profundos, las cuales alimentan a ecosistemas acuáticos; por otro lado, también hay zonas húmedas, normalmente situadas en pequeñas lagunas endorreicas, relacionados con descargas procedentes de acuíferos someros. También existen salidas de agua subterránea de acuíferos extensos, que dan flujos permanentes o efímeros, debido a la relación río-acuífero existente. En estos ecosistemas, en época de nivel piezométrico alto, los ríos se desbordan y forman humedales. Otro tipo de ecosistema son los formados por salidas naturales hacia lagunas costeras, en donde es crítica el equilibrio de sales, procedente de la influencia marítima y, los cuales, constituyen un hábitat muy frágil. Por último, existen zonas húmedas terrestres más o menos extensas sin agua permanente, pero con abundante vegetación freatofita, de profundas raíces, que extraen la humedad directamente de la zona saturada.

Un ecosistema puede ser total, parcialmente o no dependiente del agua subterránea, y esta delimitación es muy difusa (Environmental Agency, 2003). También existe gran incertidumbre sobre los cambios que experimentan cada forma de vida y la interdependencia entre ellas, dentro de un mismo ecosistema, ante el cambio en las condiciones hidrológicas debido a un escenario de descenso del nivel piezométrico (Sophocleous, 2002). Aquellas especies que estén adaptadas a desarrollarse en un entorno de nivel piezométrico cambiante, serán las que tengan mayor grado de resiliencia (Environmental Agency, 2003).

Las funciones ecológicas que realiza el agua subterránea en los ecosistemas asociados son un importante componente de todos los servicios medioambientales relacionados con el agua subterránea. Por tanto, es necesaria una evaluación económica de esta función, para cuantificar los beneficios y costes de los servicios que genera el ecosistema en cuestión (CGER, 1997; Costanza, 1997). Esta evaluación económica debería incluir partidas como los valores directos para la población en términos de producción animal en el caso de la pesca, o vegetal, en el caso de la producción de vegetación o la agricultura. También debería incluir los valores indirectos de la biodiversidad de especies, hábitat y paisajes (Sinclair, 2001). No obstante, en países en vías de desarrollo, los valores directos con más importancia serán los de la productividad de las cosechas y animales para agricultura y pesca respectivamente, y los del valor paisajístico de los paisajes naturales, como reclamos de la industria del turismo.

En la mayoría de los casos la protección de los ecosistemas naturales asociados al agua subterránea implica un gran control o una gran reducción en la explotación del acuífero, que podría, a su vez, ser necesaria para otros usos. Debido a estos intereses encontrados, es importante introducir la evaluación económica en el proceso de análisis de las opciones de gestión. Este análisis económico debe incluir, por un lado, los costes de protección del ecosistema, en términos de pérdida de otros usos alternativos del agua subterránea y la tierra asociada, y en términos de usos de la tierra y política de control. Por otro lado, debe incluir los beneficios de esa protección en términos del valor in situ del agua subterránea y los servicios ambientales que genera para los ecosistemas asociados. En este contexto, el mejor enfoque de análisis económico es el del coste y beneficio marginal. De este modo se puede realizar también la simulación de escenarios de total protección en comparación con otros de parcial protección.

La complejidad de la estimación de los impactos generados por la extracción del agua subterránea y su contaminación hace que sea muy difícil definir los límites que sean bien medibles, dentro de los cuales puede ser admisible una gestión u otra. No obstante, la investigación en diferentes ramas de la ciencia hace que algún día sea posible contar con una herramienta de análisis tan potente como para llegar a soluciones consensuadas entre todas las partes interesadas en un problema de esta naturaleza.

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS INTEGRADO DE LA GESTIÓN DE ACUÍFEROS

Los elementos mínimos que una gestión clásica de aguas subterráneas debe contener están relativamente bien definidos. No obstante, existe una clara escasez de metodologías existentes para el análisis integrado de la gestión de acuíferos. Por otro lado, no es asunto baladí proponer un procedimiento sencillo de aplicación general. Aún así, la experiencia puede ayudar para identificar nuevos componentes esenciales en la gestión de un acuífero específico o para un sistema hídrico basado total o parcialmente en las aguas subterráneas. En este capítulo se propone una metodología específica para abordar este tipo de estudios (Figura 4.1); dicha metodología es coherente con los objetivos del estudio y además pretende ser aplicable y extrapolable a otros sistemas hídricos basados en agua subterránea, en los que se acometa un análisis integrado de su gestión.

4.1 Fase 1: Identificación y conceptualización de la problemática hídrica

En esta fase inicial se identifican y caracterizan los aspectos involucrados y los impactos generados por la problemática hídrica en la zona. Dado que los problemas hídricos suelen ser de gran complejidad, se ven involucrados numerosos aspectos de diferente naturaleza. Por ello, se debe realizar un estudio bibliográfico multidisciplinar de los estudios previos existentes en el área de estudio y discretizar los temas que estén relacionados con la gestión hídrica de la zona.

En esta fase es muy importante recabar la mayor cantidad posible de información, ya que, normalmente, existen intereses contrapuestos entre los diferentes grupos de interés del sistema hídrico y cada uno tiene su punto de vista y opinión acerca de las mismas cuestiones.

Por otro lado, debe prestarse especial atención a los aspectos que normalmente suelen estar involucrados en la gestión hídrica de acuíferos son, obviamente, los hidrológicos, hidrogeológicos; y además los ambientales, socioeconómicos, legales, políticos e institucionales.

4.2 Fase 2: Desarrollo de estudios sectoriales

Se debe realizar un tipo de estudio sectorial por cada aspecto que esté involucrado en la gestión o problemática hídrica de la zona. Para ello, puede ser necesaria la constitución de grupos multi e interdisciplinares, en los que los diferentes aspectos sean estudiados por especialistas. Además, es conveniente la presencia de personal con una formación amplia y profunda de los diferentes aspectos estudiados, que asuma la coordinación y dirección de los grupos para la consecución de los objetivos que se definan al principio del estudio.

Resulta difícil sintetizar el contenido del análisis hidrogeológico. En principio, éste debe constar de un estudio por cada acuífero que forme parte del sistema hídrico en cuestión y debe seguir la metodología clásica de un estudio hidrogeológico. De esta forma, los estudios deberían incluir un inventario actualizado y detallado de puntos de aguas, un análisis de la geometría del acuífero, la evolución piezométrica, estudio de la calidad del agua y, por último, un cómputo preciso del balance hídrico para cada acuífero. Para el cálculo de las entradas al acuífero, se deben hacer estudios rigurosos de la recarga, aplicando la técnica más apropiada para el tipo de acuífero que se trate. Las salidas se deben calcular, identificando los

tipos de descarga (explotación por bombeo, salidas naturales, salidas difusas, transferencias subterráneas a otros sistemas acuíferos, etc). El estudio de la explotación por bombeo debe remontarse hasta el inicio de la actividad, de tal forma que se pueda tener un conocimiento del funcionamiento natural de los acuíferos y se pueda analizar la tendencia seguida por dicha explotación; para ello, se puede realizar un seguimiento minucioso de la evolución hidrodinámica, constructiva y administrativa seguida por los puntos de agua existentes en los acuíferos.

Por otro lado, la elaboración de modelos matemáticos de flujo subterráneo es muy útil como fuente de conocimiento de los sistemas acuíferos, y sus resultados constituyen una herramienta muy valiosa para la alimentación de los Sistemas de Soporte a la Decisión (SSDs). En este sentido es importante tomar en consideración la forma de acoplar códigos matemáticos para el cálculo de flujo, con los códigos utilizados en los diferentes SSDs. Otro acople importante es el de los modelos de flujo con los Sistemas de Información Geográfica (SIG) cuya utilidad entronca con la puesta a disposición de los usuarios de los resultados científicos.

En el caso del análisis socioeconómico se deben incluir estudios demográficos, sociales, hidro-económicos y estudios específicos en aquellos sectores productivos en los que el agua subterránea interviene de forma importante; de esta forma, se pueden realizar estudios de abastecimientos urbanos, agroeconómicos e industriales. Para este tipo de estudios es muy útil realizar modelos de simulación, como forma de introducción en el SSD, y con el objetivo de evaluar las diferentes opciones de patrones productivos posibles, ante las diferentes alternativas de gestión hídrica propuestas. Es aún más útil realizar modelos de optimización, en los cuales se optimizan algunas variables, como por ejemplo, minimizando el consumo de agua y, a su vez maximizando la productividad de la actividad productiva en cuestión.

En cuanto a los aspectos ambientales se debe caracterizar la zona y evaluar los impactos ambientales generados por la problemática hídrica. Para ello, se deben conocer las figuras de protección que tiene reconocida la zona de estudio, así como la existencia de especies de especial protección. Con esta información, se debe realizar una caracterización de los principales ecosistemas, con especial atención a aquellos dependientes de las aguas subterráneas. Resultaría de interés el estudio de ecosistemas muy deteriorados o desaparecidos como consecuencia de una excesiva extracción de agua subterránea.

En los aspectos legales hay que realizar una revisión exhaustiva de la legislación relacionada con la problemática hídrica en cuestión. Además, se deben conocer los principales litigios jurídicos que existen y han existido en la zona, con el fin de comprender mejor los intereses y reivindicaciones de cada grupo de interés (stakeholders), así como la intensidad de ellos.

En los aspectos políticos, sería conveniente identificar las tensiones socio-políticas que se generan en la zona. En algunos sistemas hídricos, estos aspectos constituyen el principal problema a analizar y los escenarios de gestión deben ir encaminados a reducir la conflictividad y llegar a consensos de distinta naturaleza. En los casos de acuíferos compartidos entre varias regiones administrativas o incluso más de una demarcación hidrográfica, estos aspectos cobran una especial relevancia.

Como norma general se pueden englobar todos los estudios sectoriales en hidrogeológico, socioeconómico y ambiental. Los aspectos legales, políticos e institucionales suelen ser englobados en el estudio socioeconómico.

4.3 Fase 3: Construcción del Sistema de Soporte a la Decisión (SSD)

4.3.1 Elección de la técnica

Existen diversas técnicas para la elaboración de SSD y cada una de ellas tiene unas peculiaridades que la hace apropiada para un tipo de casos de estudio (ver aptdo. 2.2). Por tanto, para la elección de la técnica a utilizar se tiene que tener en cuenta un tipo de factores como el tipo de sistema hídrico (subterráneo, superficial, mixto, uni o multi-acuífero, etc), así como la problemática hídrica, los grupos de usuarios involucrados, etc.

De este modo, para problemas mal estructurados, es conveniente la utilización de SSDs multivariantes, que permitan comprender bien la situación y estructura real del problema, a medida que se va construyendo el propio SSD. Un ejemplo de este tipo son los árboles de decisiones, y por otro lado, existen los SSDs estocásticos, los cuales introducen incertidumbre, como son las Redes de Markov o las Redes Bayesianas, entre otros. Por otro lado, para problemas mejor estructurados, en los que las intervenciones de gestión hídricas están bien definidas y planteadas, es muy útil el análisis multicriterio, que ayuda a seleccionar cual es la mejor opción entre varias. Otro potente SSD, es la optimización multiobjetivo, en la que se maximiza o minimiza una serie de variables, en función del interés que se tenga y se genera una serie de opciones óptimas, representadas por el “Óptimo de Pareto”.

En el caso de sistemas hídricos formados por varios acuíferos, como es el caso del que se ha aplicado en esta investigación, es propicia la utilización de las OOBNs (Redes Bayesianas Orientadas a Objetos) (Molina et al., 2009), por diferentes razones que se detallan a continuación. En primer lugar, permiten repetir fragmentos del modelo sin tener que volver a rehacerlos, lo cual ahorra mucho tiempo en la elaboración de modelos de este tipo. Asimismo, son capaces de reproducir la estructura real de los sistemas complejos, en los que hay niveles de jerarquización entre objetos, conjuntos, subconjuntos etc. También respetan la herencia de la información que hay entre esos diferentes niveles de jerarquización, es decir, arrastran la información compartida entre los diferentes niveles de organización de los sistemas. De este modo, los sistemas hídricos complejos, en donde diferentes acuíferos toman parte, pero que a su vez constituyen un conjunto, en cuanto a los aspectos socioeconómicos, legales, ambientales, etc, reúnen todos los requisitos para los que la aplicación de las OOBNs es idónea.

4.3.2 Tratamiento de datos

Una vez que se han realizado los estudios sectoriales es el momento de tratar y relacionar toda la información, con el objetivo de tener un cierto grado de conocimiento global del sistema hídrico. Para esto, es importante generar una gran base de datos, que englobe la información obtenida. Es importante conocer los rangos de variación histórica de los aspectos numéricos, cuantificables, entre los que se mueve toda la información del sistema. Por otro lado, es importante identificar, en donde se pueda, las ecuaciones matemáticas o los parámetros estadísticos que rigen las relaciones entre las variables. De esta forma, se puede acometer la tarea de construcción del sistema de soporte a la decisión.

4.3.3 Etapas de construcción

En este punto existe una gran heterogeneidad, ya que cada SSD tiene un procedimiento de actuación muy diferente. No obstante, todas las técnicas comparten una serie de fases ineludibles, entre las que destacan la transcripción de la información obtenida en variables o indicadores, que sintetizan perfectamente la problemática hídrica estudiada; además de la

participación activa de todos los usuarios en la construcción y definición del SSD y, por último, la evaluación de diferentes escenarios de gestión hídrica y la generación de resultados y conclusiones.

Para el caso de las Redes Bayesianas, el procedimiento seguido se explica con detalle en el capítulo siete; no obstante, a continuación se describen las fases genéricas del procedimiento. En primer lugar, se procedió al establecimiento de las variables que describen el sistema hídrico y las interrelaciones entre ellas. Con esto, se modelizó la estructura del caso de estudio y se establecieron las intervenciones de gestión que se pretenden analizar. Posteriormente, esta estructura fue validada por los grupos de interés para comprobar el grado de consenso que generaba entre ellos. A continuación, se alimentó el SSD con toda la información generada en los estudios sectoriales previos y con la información procedente de la participación activa de los grupos de interés. Para esto, se elaboraron las funciones de probabilidad de cada variable y además, se rellenaron las tablas de probabilidad condicionada (CPTs), para aquellas variables dependientes de otras. Finalmente, se evaluaron los resultados generados por el SSD, bajo las distintas alternativas de gestión propuestas de antemano.

4.4 Fase 4: Simulación de escenarios de gestión

Durante la fase de construcción se deben definir qué escenarios de gestión van a evaluarse posteriormente. Así, se puede prever que tipo de información se va a necesitar y cómo se organiza para su inclusión en el SSD. Es conveniente considerar siempre un escenario que refleje la situación actual; de esta forma, se dispone de una buena referencia de comparación con el resto de escenarios y se puede comprender, con mayor facilidad, la repercusión que tendría cada cambio de situación o cada intervención de gestión por separado.

Una vez los escenarios de gestión han sido evaluados, debe haber un proceso de intercambio de opiniones, hasta llegar a la validación de los resultados con los grupos de interés. Con esto se consigue dar veracidad y credibilidad a los resultados obtenidos, así como acercar a los usuarios al final del proceso de estudio o análisis.

4.5 Fase 5: Resultados y Conclusiones

La última fase del estudio es la de resultados y conclusiones. En los resultados deben definirse y cuantificarse los impactos producidos por cada escenario de gestión, en términos económicos. Además, debe realizarse una buena unión de los resultados económicos con el comportamiento hidrogeológico asociado a ellos. Por otro lado, en las conclusiones se debe realizar una reflexión general sobre la situación global del sistema, así como de las dificultades y limitaciones del modelo. Por otro lado, debe dejarse un espacio para las futuras líneas de actuación, además de comentar los aspectos generales del posterior proceso de negociación.

Los resultados extraídos del SSD y validados por los grupos de interés, normalmente tienen unas repercusiones bastante negativas para, al menos, alguna de las partes implicadas. Este hecho es aún más grave en aquellas situaciones en las que los sistemas tienen un gran déficit hídrico, pero el recurso genera una rentabilidad muy grande en la zona. De esta forma, se hace mucho más complicada la ejecución de medidas que impliquen un recorte en la utilización de agua, ya que generaría cuantiosas pérdidas económicas. Es por esta razón, que a partir de un estudio de esta naturaleza es cuando empieza un duro y largo proceso de negociación entre los gestores y las partes interesadas.

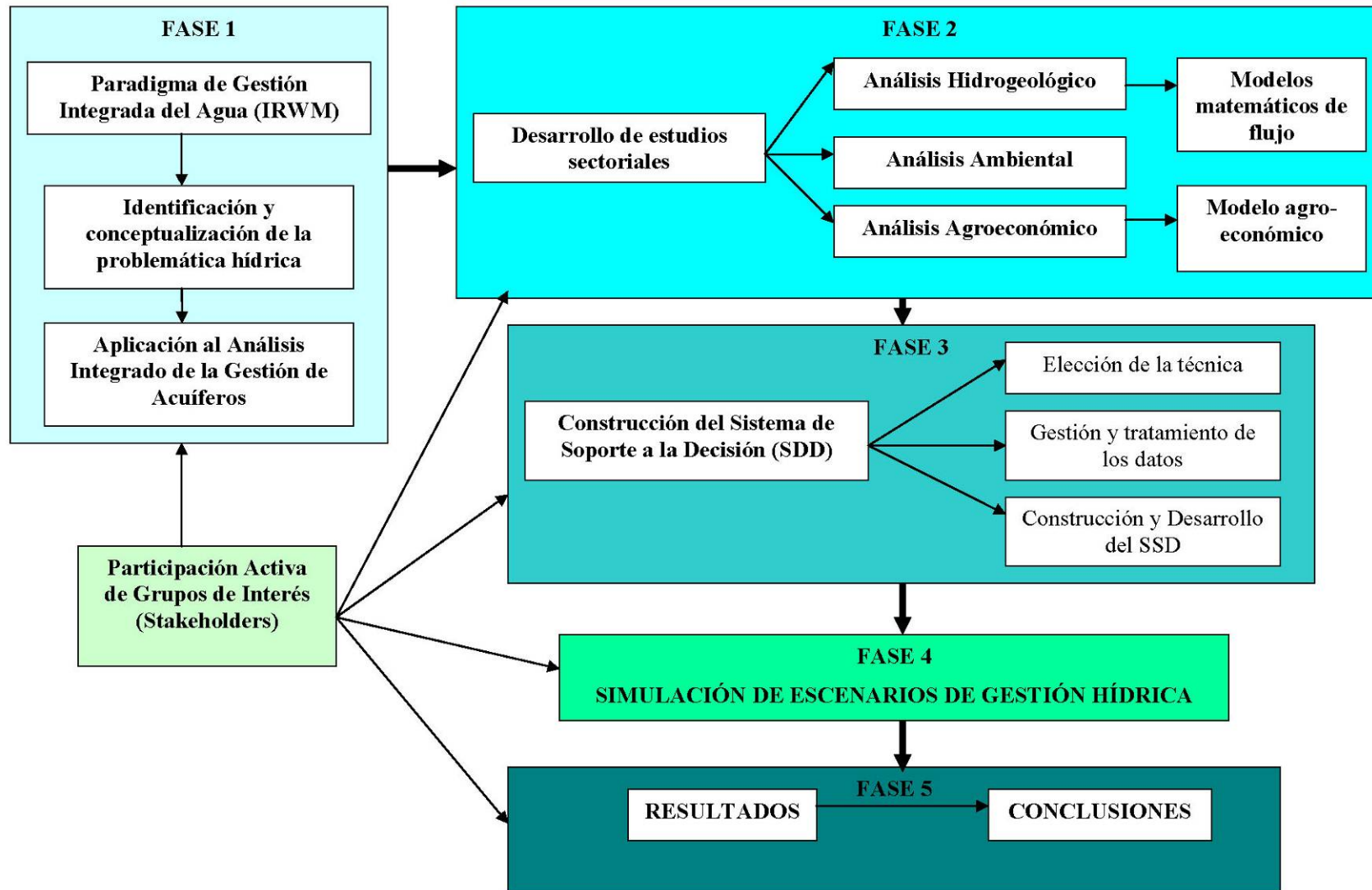


Figura 4.1. Representación esquemática de la metodología global de trabajo empleada en la elaboración de la presente Tesis Doctoral

CAPÍTULO 5. ÁREA DE ESTUDIO

5.1 Marco geográfico

La zona de estudio se encuentra situada entre las provincias de Murcia y Alicante, en el sureste de España, a unos 75 km de distancia media de la costa mediterránea. A nivel comarcal, el estudio se ha centrado especialmente en el Altiplano de Murcia, si bien, determinados aspectos también se refieren a las comarcas vecinas del Alto y del Medio Vinalopó, en la provincia de Alicante. Desde el punto de vista de la administración hidráulica, el área estudiada queda entre las Demarcaciones Hidrográficas del Segura y del Júcar (Figura 5.1).

El Altiplano es la comarca más septentrional de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Limita al este con el Alto Vinalopó y el Vinalopó Medio (en la provincia de Alicante), comarcas con las que comparte dos de los cuatro acuíferos del estudio (Serral-Salinas y Jumilla-Villena), al sur con la comarca Oriental y la Vega Alta del Segura (en la Región de Murcia); y al norte y al oeste, con la provincia de Albacete. La denominación de Altiplano viene de una relativa elevada altitud, entre 400 y 700 m s.n.m., con extensas llanuras entre las que resaltan unas alineaciones montañosas de dirección NE y SW, que alcanzan la máxima altitud en El Carche con 1.372 m s.n.m.

El límite meridional de la comarca son las estribaciones septentrionales de la sierra de La Pila (1.261 m s.n.m.), a cuyo pie se abre la cuenca de la rambla de La Raja, que la separa de las primeras sierras que de NE a SW recorren la comarca. Se pueden diferenciar tres alineaciones montañosas paralelas que cruzan el espacio con esa dirección, separadas entre sí por depresiones y corredores. La primera alineación comienza con la Sierra Larga (870 m s.n.m.) y continúa con Sopalmo (932 m s.n.m.), Carche (1.372 m s.n.m.), Pansas (857 m s.n.m.), Serral (815 m s.n.m.) y Salinas (1.237 m s.n.m.) que continúa en la provincia de Alicante. Constituye un anticlinal de materiales del Cretácico, cuyo borde meridional son estas sierras. El borde septentrional son las sierras del Picacho (595 m s.n.m.), Molar (940 m s.n.m.), Jumilla (635 m s.n.m.), Buey (1.088 m s.n.m.) y del Príncipe (924 m s.n.m.), que forman la segunda alineación. Entre ambas queda una serie de estructuras plegadas y falladas de las que la falla de la rambla del Judío, origina el valle corredor que separa ambas alineaciones y que sigue la carretera nacional 344. Este corredor continúa en unas cubetas endorreicas al este de Jumilla. La tercera alineación la forman las sierras del Escabezado (744 m s.n.m.), Las Cabras (944 m s.n.m.), Cingla (912 m s.n.m.) Magdalena (1.029 m s.n.m.) y Cuchillo (935 m s.n.m.). Son pliegues muy sencillos afectados de fracturas transversales que separan las distintas sierras y originan corredores que siguen las carreteras, como la de Jumilla a Hellín por La Celia, y la de Jumilla a Yecla. Al norte de las sierras de las Cabras y la Fuente, se encuentran unos afloramientos jurásicos en Las Puntillas (784 m s.n.m.), parte más elevada del anticlinal cuyo flanco norte es la sierra Pedrera. Más al NE aparece la sierra de los Gavilanes (994 m s.n.m.), separada de las otras por fracturas que la rodean por todos sus lados.

Una característica propia de la comarca es la existencia de diapiros salinos, debido a la abundancia de materiales del Keuper y a su ascensión debido a la menor densidad con respecto al resto de materiales encajantes. Éstos afloran aprovechando roturas o fallas y trastocan los sedimentos inmediatos e incluso formas estructurales. La solubilidad de estos materiales origina los karts salinos, que se traducen en simas, en pequeños cañones y en manantiales en la base de los afloramientos, unidos generalmente a las precipitaciones. El más

interesante es el del cabezo de la Rosa de Jumilla, el cual se explota industrialmente, para la extracción de sal.

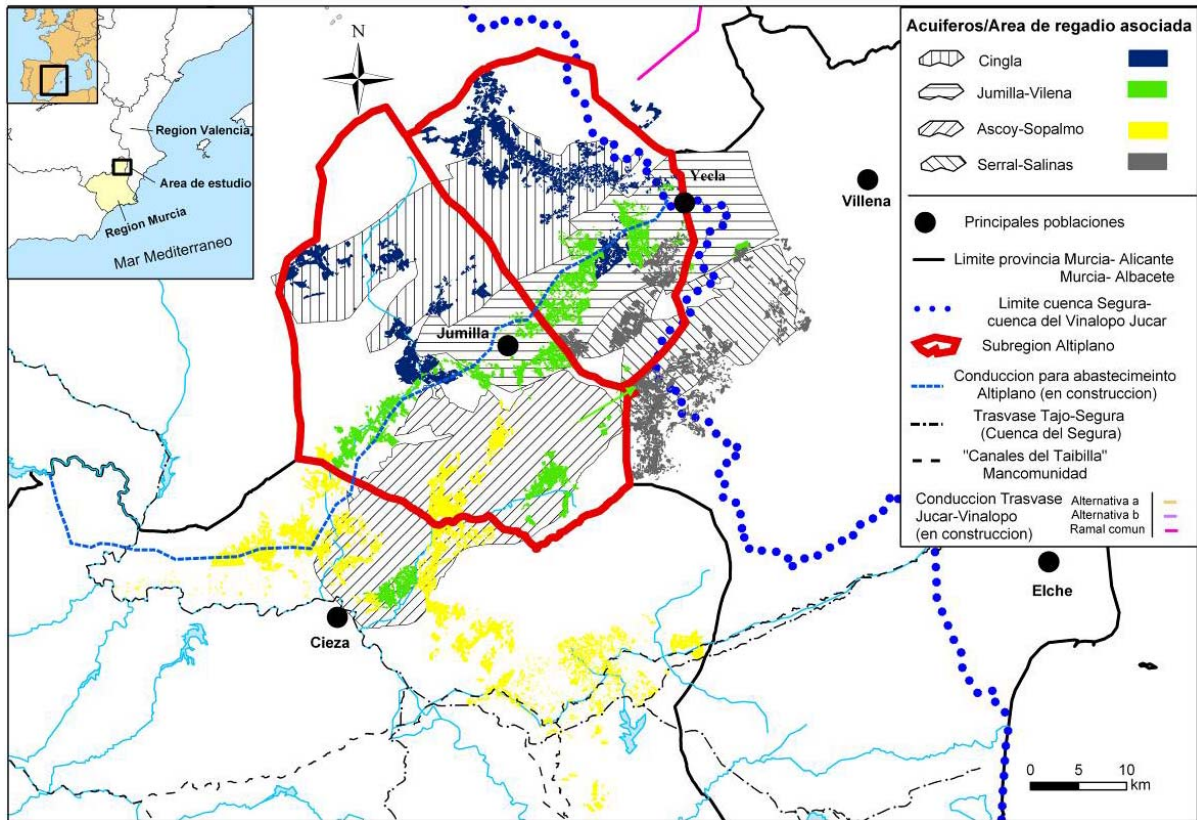


Figura 5.1. Localización del área de estudio.

5.2 Hidrometeorología

La determinación del balance hídrico de los acuíferos exige el estudio previo de algunas variables hidrometeorológicas, como la precipitación, temperatura y evapotranspiración. En la presente investigación se ha efectuado un análisis hidrometeorológico a partir de la información facilitada por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) en las estaciones que figuran en la tabla 5.1. En este apartado se comentan sucintamente los resultados obtenidos en términos de caracterización general del área. Sólo algunas de ellas se han elegido como representativas para cada acuífero estudiado en función de su situación geográfica y la existencia de una serie larga de datos.

El rango de altitudes en las que se ubican las diferentes estaciones con datos pluviométricos oscila entre los 492 m s.n.m. de la estación “Salinas” y los 640 m s.n.m. de la estación de “Pinoso Cabezo de la Sal”. Tanto por el número de estaciones como por su distribución altitudinal y espacial no se dispone de datos pluviométricos fiables de las cotas más altas de la zona. En el caso de los datos termométricos se dispone de un menor número de estaciones que registren este parámetro. Con el objetivo de obtener valores de precipitación y temperatura media lo más fiables posibles se ha tenido en cuenta lo que aconseja la Organización Meteorológica Mundial de considerar un período mínimo de 30 años, para así incluir épocas de mayor sequía y de mayor humedad.

Tabla 5.1. Estaciones pluviométricas (P) y termométricas (T) existentes en el área de estudio

T. Mun.	X UTM	Y UTM	Altitud (m snm)	Código estación	Nombre	Tipo de estación	Periodo de registro PP	Periodo de registro T ^a
PINOSO	670816	4252237	574	7247	Pinoso C H Segura	TP	1935-2003	1935-2003
	670523	4252324	570	7247A	Pinoso Forestal	P	1950-2003	1950-2003
	671368	4252557	575	7247E	Pinoso C.P. Santa Catalina	P	1950-2003	
	671973	4251456	640	7248	Pinoso Cabezo de la Sal	P	1950-1960	
YECLA	665189	4276789	605	7275	Yecla "C H Segura"	T		1960-2000
	668372	4263501	580	7277	Yecla "Casa Cañizares"	T		1970-1976
VILLENA	681000	4284000	515	8006I	Villena la Vereda	T		1950-2003
	685309	4278310	505	8007	Villena	T		1942-2003
SALINAS	681940	4265600	492	8008	Salinas	P	1950-1999	
VILLENA	678861	4270240	599	8008E	Villena Casa Peñas	TP	1950-2003	1950-2003
MONOVAR	685471	4259811	560	8009E	Monovar el Esvarador	TP	1950-1999	1950-1966
	678011	4253966	555	8014O	Chinorlet	P	1950-1981	
CIEZA	634185	4235538	190	7135	Cieza (Las Ramblas)	TP	1990-1998	1990-1997
	637069	4233243	188	7145	Cieza (CH Segura)	TP	1945-1990	1945-1990
JUMILLA	642809	4259244	502	7138A	Jumilla (I.L)	TP	1956-2000	1956-actualidad
	645172	4258607	445	7138D	Jumilla (La Estacada)	TP	1993-actualidad	1993-actualidad
ABARÁN	646400	4235009	300	7150	Abarán (Sierra de la Pila)	TP	1960-actualidad	1960-actualidad
	639846	4230114	180	7152	Abarán (Depuradora)	TP	1961-2004	1961-2004
	644247	4230284	250	7150E	Abarán (Hacienda Redonda)	TP	1991-1999	1991-1999
BLANCA	650090	4232702	280	7159	Blanca (Casa Castillo)	P	1979-actualidad	
YECLA	666580	4256401	730	7246E	Yecla (Raspay)	P	1968-actualidad	

En cuanto a las precipitaciones, las estaciones con una serie de datos más completa son las de nº 7247 “Pinoso C H Segura”, nº 8008E “Villena Casa Peñas”, nº 8009E “Monóvar, El Esvarador”, nº 7138A “Jumilla IL” y nº 7150 “Abarán-Sierra de la Pila” (Figuras 5.2 y 5.3). En la mayor parte de las estaciones pluviométricas existe una cierta semejanza en las oscilaciones interanuales así como en la periodicidad de las lluvias, que podría considerarse de alrededor de 5 años. Así mismo, especialmente en años húmedos, la dispersión respecto a los valores medios resulta ser importante. En la figura 5.2 se presenta la evolución temporal

anual de las precipitaciones en la estación de “Abarán-Sierra de la Pila” donde además se ha distinguido los períodos húmedos y secos que se han producido.

Los años más húmedos de la serie se sitúan en el final de la década de los 80, concretamente los años hidrológicos 1987/1988 y 1988/1989. Dentro de este mismo periodo de tiempo, el año más seco es el de 1994/95. En los últimos años se observa una tendencia ligeramente a la baja en el régimen de lluvias con respecto a años anteriores y los ciclos de años húmedos y secos parecen alternarse de forma sistemática. En la figura 5.3 se observa la gran variabilidad mensual de las precipitaciones, además, la tendencia de esta serie es descendiente de forma continua, por lo tanto, muestra que se ha producido una ligera reducción de la precipitación durante este período de tiempo.

Desde el punto de vista de la variación espacial, se observa un gradiente decreciente en los valores medios de precipitación hacia el sureste. De esta forma, en la zona norte del sistema la precipitación media es de unos 315 mm/año (8008E Villena Casa Peñas) y de 289 mm/año en la zona de Pinoso. En la estación de Abarán-Sierra de la Pila, situada al suroeste la precipitación media supera ligeramente los 300 mm/año, cifra que puede considerarse como un valor medio representativo de la zona.

En cuanto al análisis de las temperaturas, existe un gradiente creciente hacia el sureste. De esta forma, en la estación 7247 Pinoso C H Segura, situada al sureste del acuífero la temperatura media es de 16,2°C y en la estación 8008E Villena Casa Peñas situada al noreste del sistema, la temperatura media es de 15,5°C. El mes más frío es enero con temperaturas de 4 a 6°C, y los más calurosos julio y agosto con temperaturas medias mensuales de unos 25°C. También es muy llamativo el carácter cíclico de las temperaturas, distinguiéndose perfectamente el periodo cálido y el período frío de cada año, de esta forma, se aprecia claramente el cambio de estación (Figura 5.3).

En lo que concierne a los datos de evapotranspiración potencial, en este estudio se ha empleado el método de Thornthwaite, aunque la idoneidad de su aplicación no está clara en zonas áridas y semiáridas. En la fórmula de Thornthwaite, la ETP sólo depende de la temperatura media diaria y de la latitud y, con ello, se calcula el número teórico de horas diarias de sol de cada mes y el índice de calor mensual que requiere este método. Los resultados de ETP obtenidos mediante la aplicación de programa Visual Balan (Samper et al., 2004), para la estación seleccionada de INM nº 7247 “Pinoso C H Segura”, presentan un valor anual medio de 863 mm, con un valor mínimo de 700 mm en el año 1971/72 y de 1220 mm en el año 1965/66. En los correspondientes apartados de evaluación de la recarga a los acuíferos estudiados se proporcionan los resultados de ETR y otras variables relacionadas con los recursos de los acuíferos.

Estación INM nº 7150 "Abarán-Sierra de la Pila

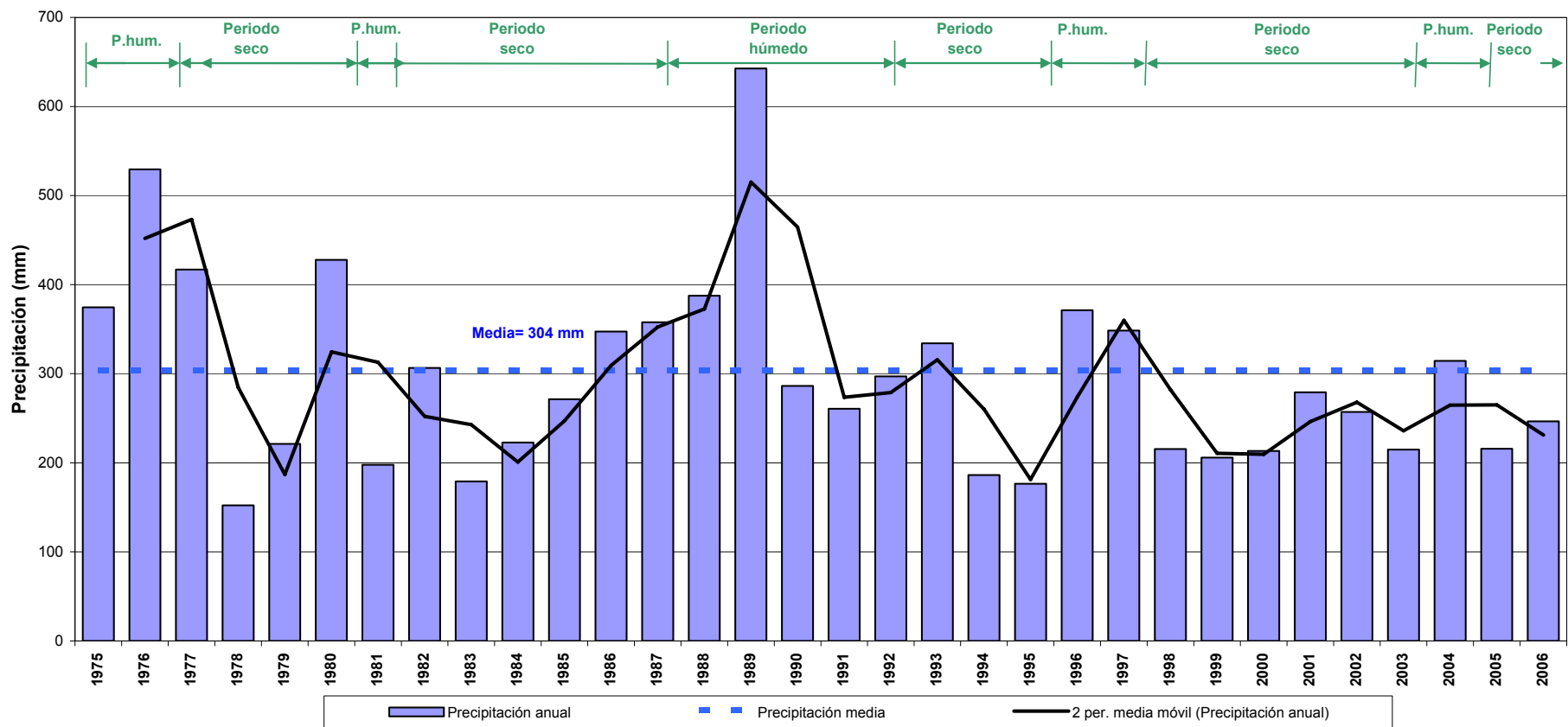


Figura 5.2. Evolución temporal de Precipitación anual en la estación de INM 7150 Abarán Sierra de la Pila (Murcia)

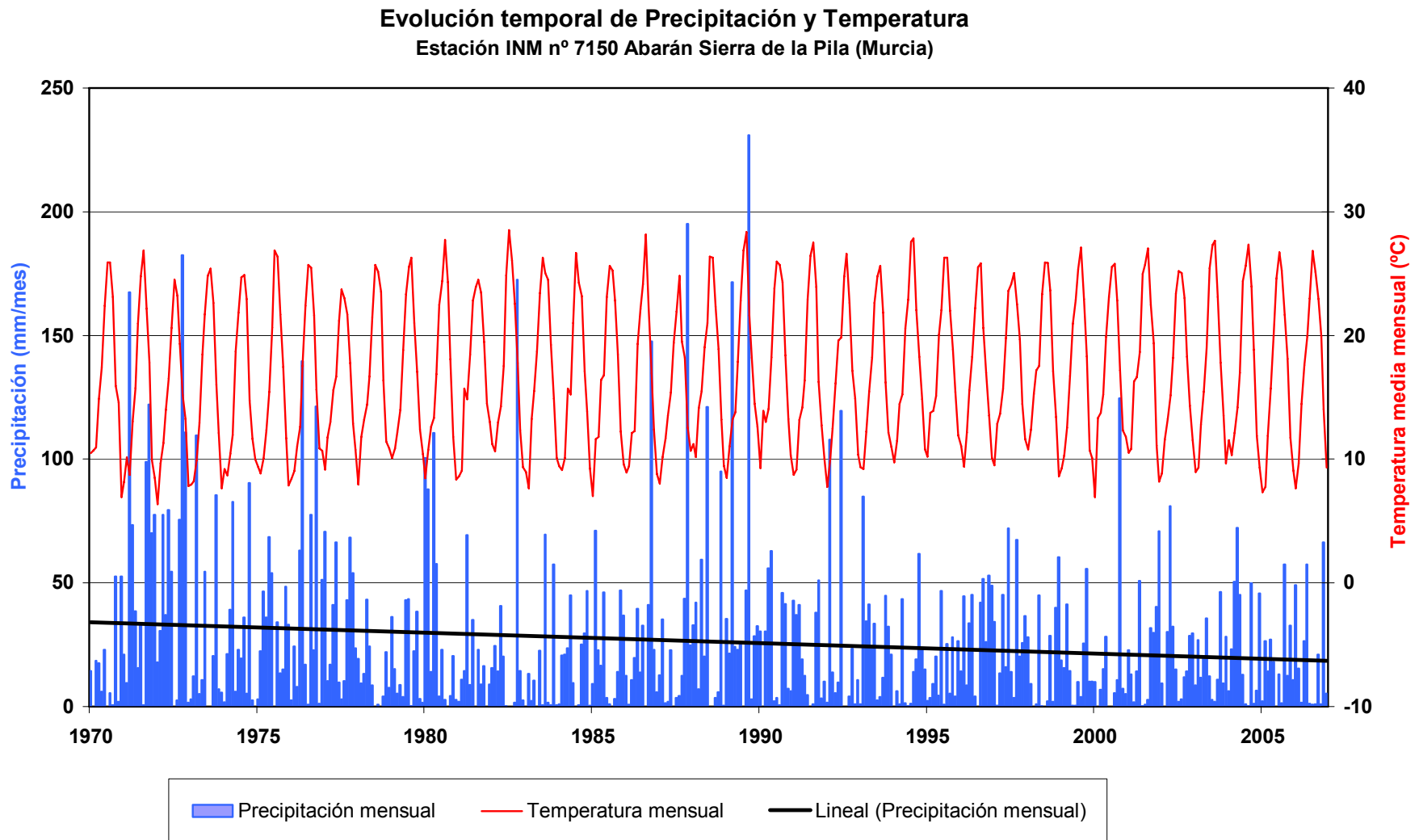


Figura 5.3. Evolución temporal de Precipitación mensual y Temperatura media mensual en la estación de INM 7150 Abarán Sierra de la Pila (Murcia)

5.3 Marco geológico

El área de estudio se encuentra enclavada mayoritariamente en la Zona Prebética, que corresponde al ámbito paleogeográfico más septentrional de las Zonas Externas de las Cordilleras Béticas (García Hernández et al., 1980; Vera, 2004). Por el oeste y suroeste, el Prebético contacta con los materiales de la depresión del Guadalquivir; por el norte con los materiales triásicos tabulares de la Meseta; por el este con el Subbético cabalgante y por el sur con las depresiones de Huéscar y Baza. La Zona Prebética puede subdividirse estratigráfica y tectónicamente en tres dominios que de Norte a Sur son: Externo, Interno y Meridional.

La zona de estudio presenta de las características propias del Prebético. En primer lugar, el zócalo priesozoico no aflora en esta zona; tampoco existen rocas magmáticas y volcánicas exceptuando afloramientos relacionados con el vulcanismo postorogénico. Los materiales presentes se depositaron en un mar poco profundo, lo que se manifiesta en el tipo de materiales (calizas, margas y areniscas) y en la existencia de lagunas estratigráficas (Martín, 1992).

El hecho de disponer de varias columnas litoestratigráficas procedentes de sondeos profundos en la zona, ha permitido conocer la naturaleza de los materiales cretácicos existentes por debajo de un potente relleno margoso del Mioceno y, por tanto, se han podido detectar algunos de estos cambios litoestratigráficos (Rodríguez Estrella, 1977a, Martín, 1992).

Los materiales triásicos de facies Keuper, compuestos fundamentalmente por arcillas y margas, suelen constituir los bordes impermeables de los acuíferos, tanto lateralmente como en profundidad. Los materiales evaporíticos del Trías afloran en la región del Altiplano en forma de grandes diapiros más o menos alineados, en los cuales se encuentran grandes masas de halita (Torres y Sánchez, 1990). Entre estos materiales del Trías de marcado carácter diapírico destacan los de Pinoso, Villena-Sax, Jumilla y La Rosa (Figura 5.4), este último en explotación en la actualidad.

Los materiales jurásicos sólo aparecen en pequeños afloramientos carbonáticos en el norte de la Sierra del Carche y en el extremo noroccidental de la Sierra de Salinas, aunque tienen gran importancia hidrogeológica debido a su alta permeabilidad. Destacan especialmente las series dolomíticas del Lías y Dogger, (Vera et al., 1989a). En algunos sectores de la zona de estudio, estos materiales han sido captados en profundidad. La evaluación de la disposición estructural de los materiales jurásicos y la capacidad de almacenar grandes volúmenes de agua está siendo objeto de investigaciones en la zona, tendentes a incorporar las aguas al sistema de explotación actual.

Los materiales de edad Cretácico inferior están representados por una potente formación detrítica de arenas, areniscas y margas de facies Weald y Utrillas con algunas intercalaciones calcáreas que suelen actuar también como impermeables de borde de los sistemas acuíferos (p.ej. alineación Carche-Salinas, Sierra Larga, Solana de Sopalmo, etc.: Rodríguez Estrella, 1977a; Martín, 1992). El Cretácico superior suele estar representado por materiales calcáreos o dolomítico-calcáreos y sus principales afloramientos coinciden con las principales elevaciones del área (alineación Carche-Salinas, Sierra del Ascoy, Sierra de la Magdalena, etc).

Para el Cretácico superior, dentro del Prebético, y por ello también del Altiplano de Jumilla y Yecla, raramente se han utilizado unidades litoestratigráficas formales, y los distintos cuerpos

litológicos han sido cartografiados y descritos bajo diferentes nombres que usualmente hacen referencia a una litología dominante y/o a una edad (Rodríguez Estrella, 1977a, 1979; Baena, 1979, Gallego et al., 1980; 1981a; 1981b, Martín Chivelet, 1990a; Martín Chivelet et al., 1988; 1990b). En líneas generales se pueden distinguir dos “complejos” litológicos sobre las arenas albienses de Utrillas, uno inferior dolomítico y otro superior calcáreo (Martín, 1992). Estos dos grandes litosomas han inspirado a los autores posteriores, que acuñaron términos referidos fundamentalmente a esos cuerpos litológicos, tales como Facies Urrillas, Weald-Uírrillas, Trilogía Dolomítica o Complejo calcáreo senoniense, muchos de los cuales alcanzaron gran arraigo entre los geólogos que han trabajado en el Prebético y han sido utilizados durante muchos años. En Vera et al., (1982) se intenta sistematizar la litoestratigrafía del Cretácico de las Cordilleras Béticas. Para el Prebético y para el Cretácico medio y superior, proponen cinco unidades con rango de formación: Formación Utrillas, Formación Dolomítica, Formación Caliza de Jaén, formación Sierra de la Solana y Formación Mariasnal. Estas fueron definidas con la condición previa de agrupar todos los litosomas reconocidos hasta ese momento en un número mínimo de unidades. En Martín, 1992 se hace un gran esfuerzo por presentar un patrón litoestratigráfico global para el cretácico superior del Altiplano. De esta forma, se presenta un nuevo patrón litoestratigráfico constituido por quince unidades con rango de Formación y tres más con rango de Miembro.

En cuanto al Paleógeno, presenta series de potencia variable, que son de naturaleza carbonática o mixta y origen marino en la zona más meridional de la región estudiada (Kenter et al., 1990), mientras que en el sector septentrional pueden tener también naturaleza evaporítica y su origen se asocia a medios continentales (Fourcade, 1970).

Dentro de las series neógenas destaca la presencia de calizas y calizas arenosas del Mioceno, que afloran extensamente en muchas sierras, apoyándose discordantemente sobre materiales más antiguos, especialmente del Cretácico superior. Además, son abundantes las formaciones conglomeráticas y terrígenas en general, de más difícil datación y que afloran en numerosos puntos de la región estudiada. Así mismo, conviene mencionar la presencia de pequeños afloramientos de rocas volcánicas denominadas jumillitas (Osann, 1906), extruidas durante el Mioceno superior. El principal afloramiento de Oligoceno marino aparece al sureste de Pinoso. En el sistema Neógeno, el Mioceno está representado al sur de las Sierras del Carche y Salinas y presenta una potencia superior de 450 m en algunos puntos. Está formado principalmente por materiales margosos.

Entre las formaciones plio-cuaternarias, las que mayor desarrollo presentan son las generadas por extensos abanicos aluviales que ocupan los grandes valles intermontañosos (Martín, 1992). Se suelen situar en zonas deprimidas (Puerto, Pinoso, laguna de Salinas, lagunas de Villena y Hoya del Mollidar), en las que este tipo de depósitos han alcanzando grandes espesores. La litología de todas estas depresiones es de conglomerados poligénicos, gravas, arenas y arcillas.

Desde el punto de vista tectónico, las grandes estructuras del área han sido ocasionadas por dos tipos de deformaciones: la Orogenia principal y los efectos de extrusión del Triás. Las estructuras originadas por la orogenia principal están representadas por dos grandes familias de fracturas, las cuales presentan unas directrices típicamente béticas (Martín, 1992). Las características estructurales más importantes son las de pliegues de gran envergadura, cabalgamientos de vergencia norte y fallas de desgarre.

La primera de ellas agrupa una serie de grandes fallas con una dirección aproximada N60°E, que condicionan fuertemente la disposición geomorfológica en sierras y valles longitudinales sucesivos. La vergencia de los pliegues y fallas inversas es predominantemente hacia el noroeste, si bien se han encontrado accidentes con directrices opuestas. La segunda familia de fracturas sigue una dirección aproximada N120°E, y está constituida por grandes accidentes que determinan cambios bruscos tanto en las directrices tectónicas como estratigráficas. Estas estructuras tienen hoy su reflejo en los extensos “corredores” o valles transversales a las alineaciones de las sierras, y su característica geológica más relevante es el afloramiento de cuerpos diapíricos de materiales salinos triásicos, que se inyectaron a favor de esos accidentes en la orogenia alpina.

Estas estructuras originadas por los efectos de extrusión del Trías han jugado un papel muy importante en la estructuración de la zona. De esta forma, según Martín (1992) y Vera (1986), el conjunto de materiales jurásicos, cretácicos y terciarios preorogénicos que afloran en el Prebético constituyen una cobertera autóctona o parautoctona, despegada del basamento a favor de los materiales salinos del Trías. Los efectos de extrusión han modificado las direcciones principales de algunos pliegues, han provocado deslizamientos gravitacionales, y otros efectos. De esta manera, existen estructuras anómalas que se apartan de las directrices generales noreste-sureste. Dichas estructuras se suelen localizar en las inmediaciones de los diapiros, como la de la Sierra de Cabrera, que presenta una dirección casi norte-sur, y se sitúan en las inmediaciones del diapiro triásico de Villena-Sax. Otras estructuras que se sitúan al sur y sureste de la zona de estudio las constituyen los pliegues de las Encebras, de dirección noroeste-sureste y próximos al diapiro de Pinoso, la serie monoclinial de la Sierra de la Umbría, de dirección norte-sur y próximo al diapiro de Monóvar, el anticlinal de Las Pedrizas, de dirección norte-sur y próximo al diapiro de La Romana.

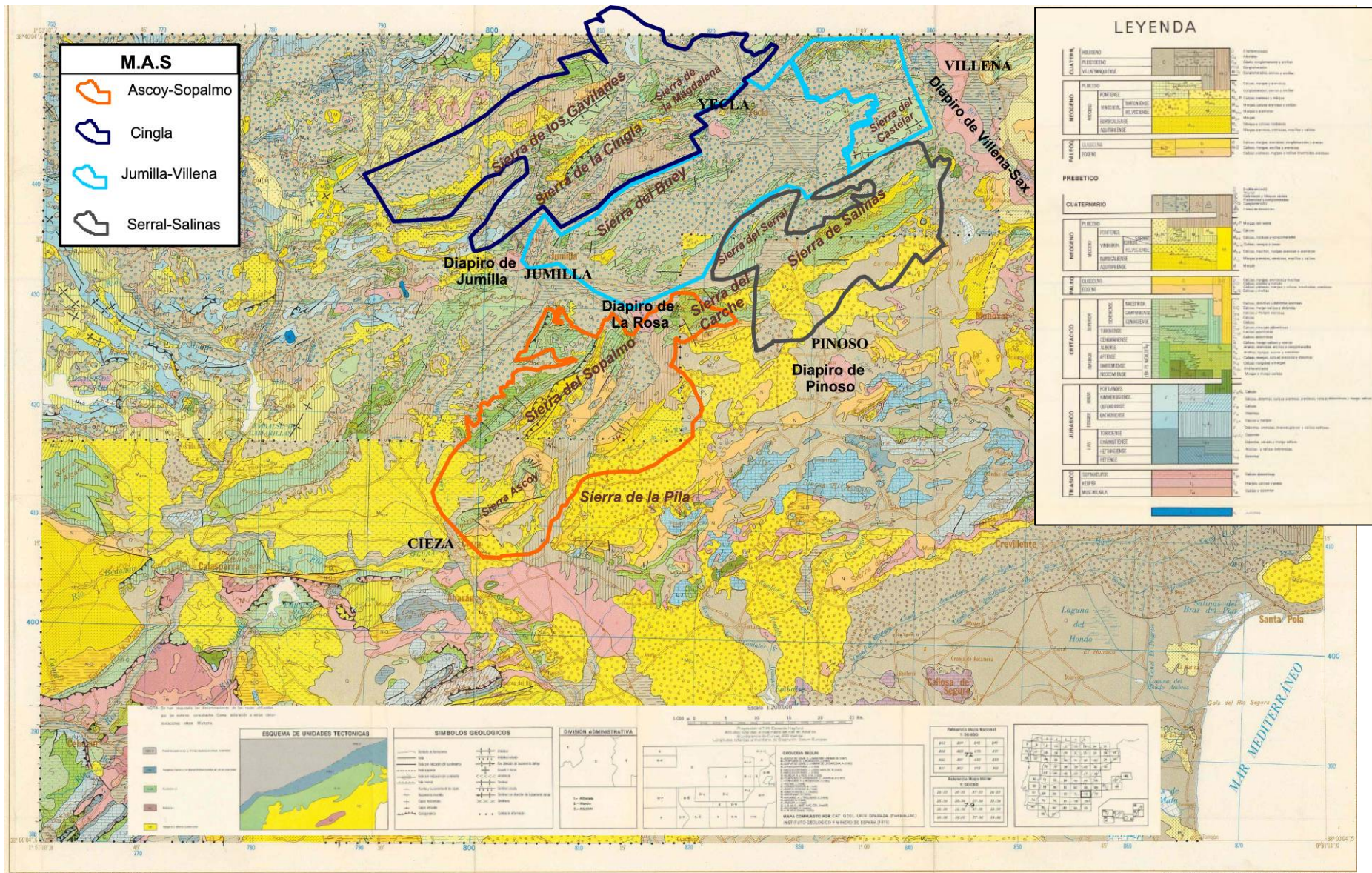


Figura 5.4. Mapa geológico de la zona de estudio (base del Mapa Geológico Nacional a escala 1:200000), con indicación de los acuíferos estudiados

5.4 Marco hidrológico, usos y demandas de agua

5.4.1 Sistema hidrológico

Los recursos hídricos superficiales son muy escasos. La red de drenaje está formada por anchos valles atravesados por una serie de ramblas características del sureste peninsular, con un régimen hídrico anual e interanual muy irregular. Por tanto, no hay cursos permanentes y sólo destacan las ramblas del Moro y del Judío, que constituyen los principales afluentes del río Segura por su margen izquierda procedentes del Altiplano. Además de estos cauces, la zona de estudio tiene una serie de cubetas endorreicas favorecidas por la disposición del relieve, la litología y las condiciones de los suelos. Algunas de las cuencas endorreicas más extensas son la Hoya del Carche, laguna de Salinas, lagunas de Villena, la Hoya del Mollidar, la del Ardal o la del Hondo del Pozo, todas situadas en el sureste del área de estudio, compartimentadas en los corredores paralelos que separan las alineaciones montañosas y siguen la dirección SW-NE.

Desde el punto de vista hidrogeológico, existen numerosos acuíferos carbonáticos, de gran espesor, de edad mayoritariamente cretácica. Las zonas de recarga de estos acuíferos están compuestas mayoritariamente por afloramientos de tales materiales carbonáticos permeables del Cretácico, aunque también hay algunos pequeños afloramientos de edad Jurásica, con una permeabilidad muy elevada. Actualmente la descarga de los acuíferos se produce sólo mediante bombeo; en régimen natural las salidas se producían a través de manantiales o de forma oculta a pequeñas lagunas coincidentes con zonas endorreicas. Respecto a la calidad de las aguas subterráneas, existen incrementos locales de la salinidad relacionados con fenómenos puntuales de lixiviación de sales originados por los abundantes materiales de las facies Keuper del Triásico que actúan de bordes impermeables de los acuíferos. La Directiva Marco del Agua (DMA) ha introducido el concepto “masas de agua subterránea” (MASs) definida como “un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas de un acuífero o acuíferos”. Adicionalmente, se define el “acuífero” como “una o más capas subterráneas de roca o de otros estratos geológicos que tienen la suficiente porosidad y permeabilidad para permitir ya sea un flujo significativo de aguas subterráneas o la extracción de cantidades significativas de aguas subterráneas”. Las aguas subterráneas se definen como “todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo”.

La DMA establece la masa de agua subterránea como unidad geográfica de referencia para muchas de las obligaciones especificadas en la Directiva: el cumplimiento de los objetivos medioambientales, el control de la evolución del recurso, y la adopción de medidas de protección y restauración, son exigencias aplicables a todas y cada una de las masas identificadas como tales por los Estados miembros. La identificación y delimitación de las masas es por ello un elemento determinante de la gestión futura de las aguas y forma parte de las obligaciones establecidas en el artículo 5 de la Directiva. Sobre la base de las distintas unidades hidrogeológicas definidas en los planes de cuenca, en el “Estudio inicial para la identificación y caracterización de las Masas de Agua Subterránea de las Cuencas Intercomunitarias” (MMA, 2005), se procede a establecer una identificación y delimitación preliminar de las Masas con criterios uniformes en las distintas demarcaciones y, en acuíferos compartidos, se utilizan los límites de las confederaciones para asignar a cada Organismo de Cuenca las masas de agua subterráneas situadas exclusivamente en su propio territorio.

Las principales Masas de Agua Subterránea relacionadas con la zona de estudio según la denominación de la DMA (figura 5.5) son las siguientes: en la cuenca del Segura 070.025

“Ascoy-Sopalmo”, 070.012 “Cingla”, 070.023 “Jumilla-Yecla” y 070.027 “Serral-Salinas”, y en la cuenca del Júcar, las MASs 080.062 Sierra del Castellar y la 080.070 “Serral-Salinas”.

Cómo se ha comentado anteriormente, debido a la explotación intensiva de los acuíferos, en algunos casos se ha producido un fenómeno de compartimentación de ellos. Así por ejemplo, la nueva definición de las Masas 070.023 “Jumilla-Yecla” y “080.062 Sierra del Castellar”, que en los antiguos planes hidrológicos de cuenca (CHS, 1998; CHJ 1998), correspondían a la denominada unidad hidrogeológica “Jumilla-Villena” se ha establecido con criterios parcialmente hidrogeológicos en el sentido de que la divisoria de aguas superficiales (demarcaciones), que sirve de límite entre ambas, prácticamente resulta coincidente con la de aguas subterráneas. La separación de unidad hidrogeológica Serral-Salinas y la nueva definición de las masas 070.027 “Serral-Salinas” y 080.070 “Sierra de Salinas” atiende a criterios estrictamente administrativos. En la tabla 5.2 se muestran las correspondencias entre unidades hidrogeológicas, acuíferos y masas de agua subterráneas.

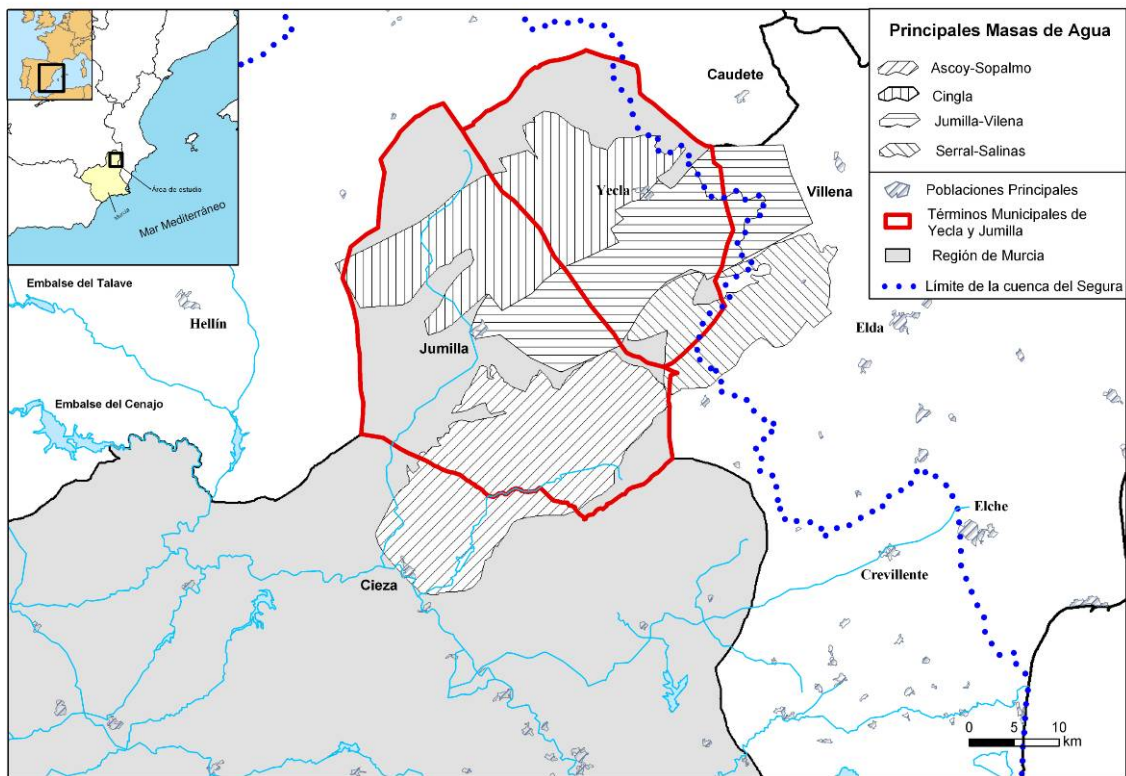


Figura 5.5. Principales masas de agua subterránea relacionadas con el área de estudio

Tabla 5.2. Equivalencia entre antiguas U.H y nuevas MASs del área de estudio

Denominaciones del Plan Hidrológico de Cuenca (CHS, 1998; CHJ, 1998)			Denominaciones Directiva Marco del Agua	
Cuenca Hidrográfica	Unidad Hidrogeológica	Acuífero	Denominación MAS	Demarcación Hidrográfica
Cuenca del Segura	UH 07.09 Ascoy-Sopalmo	07.09.043 Ascoy-Sopalmo	MAS. 070.025 Ascoy-Sopalmo	Segura
		07.09.232 El Cantal	MAS. 070.026 El Cantal-Viña Pí	
		07.09.233 Viña Pí		
Compartida	UH 07.05 (o 08.35) Jumilla-Villena	07.05.031 Jumilla-Villena	MAS. 070.023 Jumilla-Yecla	Segura
			MAS. 080.062 Sierra del Castellar	Júcar
Compartida	UH 07.10 Serral-Salinas o UH 08.42 Carche-Salinas	07.10.044 Serral-Salinas	MAS. 070.027 Serral-Salinas	Segura
			MAS. 080.007 Sierra de Salinas	Júcar
Cuenca del Segura	UH 07.35 Cingla	07.35.136 Cingla-Cuchillo	MAS. 070.012 Cingla	Segura
		07.35.137 La Anchura		

5.4.2 Usos y demandas del agua subterránea

En la comarca del Altiplano, el regadío se sustenta a partir de las aguas subterráneas de forma prácticamente exclusiva, si bien puntualmente, se están incorporando algunos recursos procedentes de aguas reutilizadas. Para el estudio del regadío y de las áreas regadas y asociadas a los acuíferos que forman este sistema hídrico, se ha hecho un exhaustivo análisis bibliográfico y de campo, con el objetivo de tratar de discriminar áreas regadas con aguas procedentes de estos acuíferos (Figura 5.6). La principal información de partida ha sido la definición de Unidades de Demanda Agraria (UDAs) efectuada en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (CHS, 1998). En el documento citado se definieron 74 UDAs a nivel de toda la cuenca, si bien para el presente estudio sólo se han considerado las siguientes: UDA 1 (Yecla-Corral-Rubio), UDA 2 (Jumilla), UDA 3 (Regadíos sobre Ascoy-Sopalmo), UDA 4 (Regadíos del Ascoy-Sopalmo sobre el sinclinal de Calasparra), UDA 5 (Acuífero de Serral-Salinas) y UDA 45 (Regadíos del acuífero Ascoy-Sopalmo en Fortuna-Abanilla-Molina). En el ámbito de gestión de la demarcación del Júcar (cuenca del Vinalopó) se han tenido en cuenta los denominados Riegos del Alto Vinalopó y los Riegos del Medio Vinalopó según figura en el correspondiente Plan de cuenca (CHJ, 1998). En la En la tabla 5.3 se sintetizan las correspondencias entre las demanda agrarias, de abastecimiento e industriales y los acuíferos que las atienden. De esta forma, los regadíos de Yecla-Corral-Rubio, que conforman la UDA 1, están abastecidos totalmente por los acuíferos de la zona de estudio, aportando un 36 % el acuífero Cingla y un 64 % el acuífero Jumilla-Villena. Los regadíos de Jumilla (UDA 2) están abastecidos casi en su totalidad por los acuíferos Cingla en un 65 % y Jumilla-Villena en un 28 %, con un 7 % abastecido por otros acuíferos. Los regadíos sobre el acuífero Ascoy-Sopalmo, así como los denominados regadíos del acuífero Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra y regadíos del Ascoy-Sopalmo en Fortuna-Abanilla-Molina están abastecidos exclusivamente por el acuífero Ascoy-Sopalmo. Por último, los denominados Regadíos sobre el acuífero Serral-Salinas (UDA 5) están abastecidos por dicho acuífero.

A partir del análisis de los documentos anteriormente citados se estima que la demanda bruta de regadío de todo el sistema hídrico es de unos 164 hm³/año (Tabla 5.4), con una demanda neta de unos 140 hm³/año. Esta demanda está prácticamente satisfecha en su totalidad, ya que en la actualidad, el 87% de la explotación de los acuíferos en el sistema hídrico estudiado está destinado para regadío, y supone unos 128 hm³/año (Tabla 5.4).

Las dotaciones reales que se están usando en la actualidad, en la parte perteneciente a la cuenca del Segura, están muy cerca o a veces por encima del óptimo necesario para cada cultivo, con la distribución de cultivos actual (CHS, 2007a y 2007b). De igual forma que para el estudio de regadío, se ha realizado un análisis de los consumos de agua para abastecimiento de la población y uso industrial, procedentes de los acuíferos del estudio. En el plan hidrológico de la cuenca del Segura se definieron 13 Unidades de Demanda Urbana (UDUs) y 8 Unidades de Demanda Industrial (UDIs). La UDU abastecida por las unidades hidrogeológicas del Altiplano es la UDU 11 (Jumilla-Yecla) y las UDIs a estudiar serán la UDI 2 (Cabecera), en la que se incluye Jumilla y la UDI 3 (Centro) en la que se incluye Yecla.

En la actualidad, el 13% de la explotación de los acuíferos en el sistema hídrico estudiado, está destinado para abastecimiento e industria, con un consumo de unos 18 hm³/año (Tablas 5.3 y 5.4). Las principales poblaciones abastecidas por aguas procedentes de los acuíferos son Jumilla y Yecla, que incluyen numerosos núcleos de población diseminados. Estas dos poblaciones tienen una demanda de unos 5 hm³/año (Tabla 5.4). No obstante, en la cuenca del Júcar, existen varias poblaciones abastecidas por aguas procedentes de dos de los acuíferos estudiados (Jumilla-Villena y Serral-Salinas). Estas poblaciones pertenecen al sistema de explotación del Vinalopó-Alacantí y su demanda hídrica anual es de unos 12,7 hm³/año (Tabla 5.4). Por tanto, la demanda total urbana e industrial del sistema hídrico en estudio es aproximadamente 18 hm³/año (Tabla 5.4).

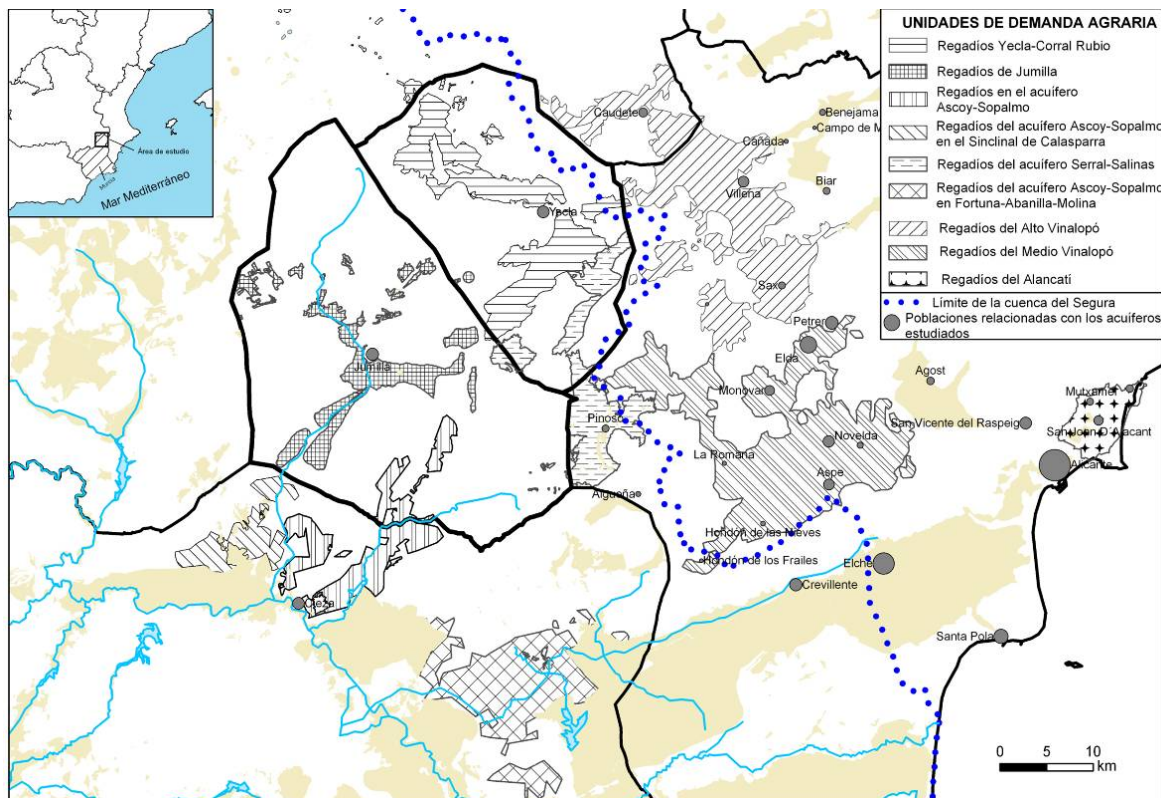


Figura 5.6. Unidades de demanda agraria relacionadas con los acuíferos de la zona de estudio

Tabla 5.3. Demandas hídricas relacionadas total o parcialmente con los acuíferos de la zona de estudio

Unidad de Demanda	Demanda Total	Parte de la demanda correspondiente a las MASs del estudio (hm ³ /year)	
Regadíos de Yecla-Corral Rubio	35	35.0	C (36%), J-V (64%),
Regadíos de Jumilla	20	18.6	C (65%), J-V (28%), Others (7%)
Regadíos sobre el acuífero Ascoy-Sopalmo	30.8	30.8	A-S (100%)
Regadíos del acuífero Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra	18.7	18.7	A-S (100%)
Regadíos sobre el acuífero Serral-Salinas	9.6	9.6	S-S (100%)
Regadíos del acuífero Ascoy-Sopalmo en Fortuna-Abanilla-Molina	22.1	22.1	A-S (100%)
Regadío para Sistema de explotación Vinalopó -Alacantí	155	29.5	J-V (11%), S-S (8%)
Abastecimiento e industria Jumilla-Yecla	5.5	5.5	C (83%),J-V (17%)
Abastecimiento para Sistema de explotación Vinalopó -Alacantí	12.7	12.7	J-V (52%), S-S (48%)
	309.4	182.5	

Tabla 5.4. Destino y usos de las aguas subterráneas de los acuíferos estudiados

U.H	Demanda riego (zona asociada) (hm ³ /año)			Uso riego (hm ³ /año)			Uso abastecimiento (hm ³ /año)			Otros usos (hm ³ /año)	Total Usos (hm ³ /año)		
	Segura	Júcar	Total	Segura	Júcar	Total	Segura	Júcar	Total	Total	Segura	Júcar	Total
C	25.6	0	25.6	25.6	0	25.6	4.6	0	4.6	0.0	30.2	0	30.2
J-V	28.1	17	45.1	21.3	17.0	38.3	0.8	6.6	7.4	0.7	22.1	24.3	46.4
S-S	9.6	12.4	22.0	5	6.7	11.7	0	6.2	6.2	0.0	5	12.9	17.9
A-S	71.6	0	71.6	52.6	0	52.6	0	0	0	0.0	52.6	0	52.6
TOTAL	135	29	164	104	24	128	5	13	18	0.7	110	37	147

5.5 Marco socioeconómico

La comarca del Altiplano murciano, constituida por los términos municipales de Jumilla y Yecla, cuenta con una población de 58088 habitantes (según el padrón municipal de 1 de enero de 2006), repartidos en un área de 1.579 km², lo que supone una densidad de población relativamente baja. Por otro lado, los habitantes citados suponen aproximadamente el 4,3% de la población regional que se distribuyen sobre el 14% de la superficie de la región.

En 1930, la comarca alcanza su máxima población de derecho censada, 47.089 habitantes, que sólo volverá a registrarse en el censo de 1991 (47.454 habitantes) con el desarrollo que se inicia en la década de 1980 en Yecla, y que Jumilla experimenta a partir del año 2000. Las consecuencias de la Guerra Civil no fueron importantes en estas poblaciones, por su lejanía de los frentes, pero sí marcan distinto comportamiento entre ambos municipios. Mientras que Yecla comienza un descenso paulatino que ha de atribuirse a la emigración, pues el crecimiento vegetativo no es negativo, Jumilla se mantiene casi sin cambios, pues las variaciones son de algunos cientos de habitantes, igualmente atribuibles a la emigración.

La evolución reciente desde los años 90 del siglo pasado, es de aumento continuo, y a partir de finales de esta década se produjo una aceleración (Figura 5.7). Ese crecimiento, auspiciado

por un momento económico mejor, se debe a una corriente inmigratoria que aunque llega de otros municipios de la Región de Murcia, es sobre todo de otras nacionalidades como en el resto de la comunidad. Este fenómeno inmigratorio reciente no sólo está recogido en la estadística municipal, se puede apreciar en la sex ratio, en las tasas de natalidad y el crecimiento vegetativo. Además, la estructura demográfica de 2005 es la de una población adulta, pues más del 60% está entre 20 y 64 años, preámbulo del envejecimiento que anuncia ese más del 50% en la relación entre los mayores de 65 años y los de menos de 20.

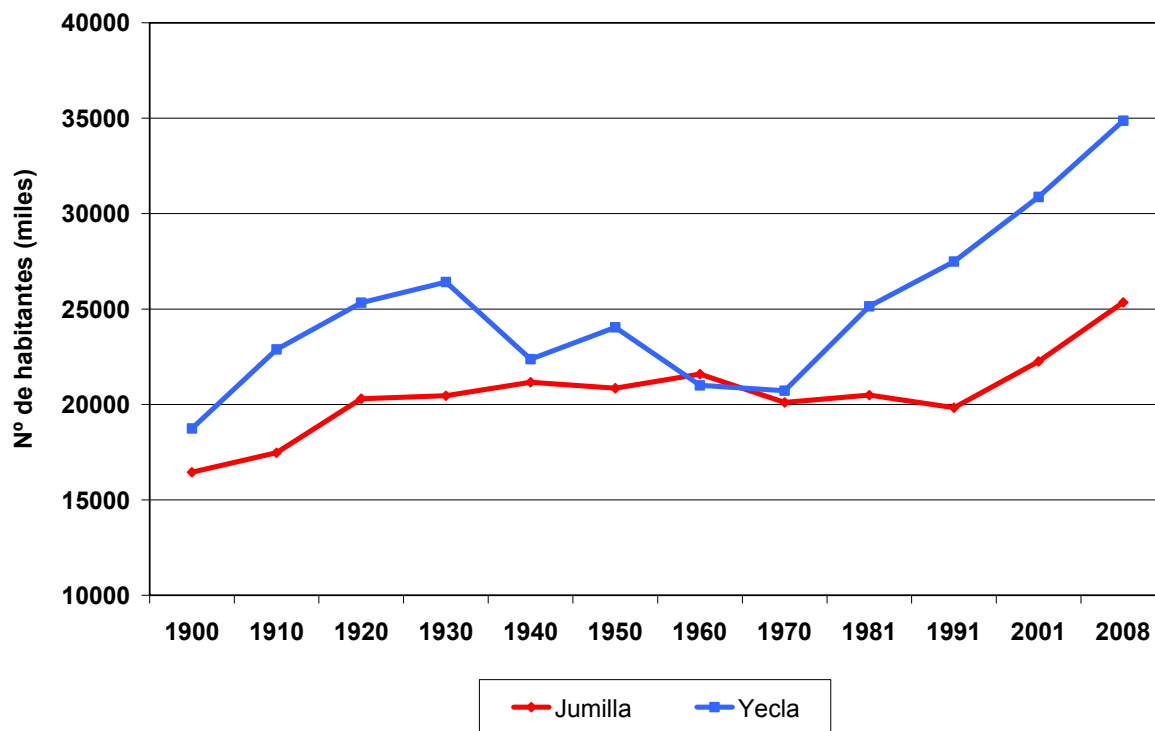


Figura 5.7. Evolución de la población de hecho (1990-2001)

El número de inmigrantes españoles es insignificante respecto a los extranjeros, que incrementan su número espectacularmente a partir de 1999. Aquí, como en la Región, el año 2000 ve multiplicar por 5 o por 6 el número de inmigrantes que llegan a Jumilla y Yecla. Jumilla con 5.462 extranjeros en 2005 es el destino más elegido, frente a Yecla con 3.820 para igual fecha. Esa diferencia a favor de Jumilla puede explicarse por la actividad agraria mayoritaria aquí frente a Yecla, junto a otras actividades que demandan mano de obra menos cualificada. No así Yecla, donde su desarrollo industrial requiere más cualificación o formación para la mano de obra.

El otro fenómeno inmigratorio que también aparece en la Región, es la llegada de personas de la UE-27. En la comarca totalizaban 669 individuos (516 en Jumilla y 153 en Yecla) en el 2005, con una gran mayoría de británicos (85% y 60%, respectivamente), seguidos por los franceses y el resto de nacionalidades muy por detrás. La elección mayoritaria, en este caso, por Jumilla la explica su tipo de poblamiento y las apetencias de estos inmigrantes europeos. Las zonas adyacentes a la comarca del Altiplano, Alto y del Medio Vinalopó, están viendo como inmigrantes de origen mayoritariamente británico están comprando tierras de regadío para construirse residencias permanentes, debido a la cercanía a la costa (menos de 60 kms) y al precio barato que, en comparación con la zona costera, tienen esas tierras. Este fenómeno

tiene sus repercusiones, en cuanto a la gestión del regadío de la zona, debido a que está cambiando la superficie de regadío y los patrones de desarrollo de la zona. Las ciudades de Yecla y Jumilla concentran el grueso de la población, y van a seguir haciéndolo como prueba su crecimiento urbanístico, si bien desde mediados de 2008 se está observando una ralentización importante en el sector de la construcción debido a la difícil coyuntura económica actual.

Los dos núcleos se caracterizan por asentarse en laderas montañosas, aunque con distinta exposición. Ambos tienen un recinto medieval de calles estrechas y sinuosas, al que se adosa una ampliación moderna con un trazado geométrico y rectilíneo. Las casas son de planta baja y alzado, similares en ambas localidades, en respuesta a la actividad agrícola de sus dueños, pero algunas han sido transformadas en edificios de varias plantas y varias viviendas.

En el contexto de la política europea de cohesión económica y social, el ámbito de estudio se sitúa dentro del intervalo correspondiente a las zonas “menos desarrolladas”, con una renta per cápita equivalente al 84% de la media española (INE, 2007) y al 75% de la Unión Europea en 1997 (Eurostat, 1997). Por otro lado, la tasa de desempleo se sitúa en el 14% (EPA, 2008). A partir del último cuatrimestre de 2008 se empieza a notar un repunte en la tasa de desempleo, debido al parón del sector de la construcción, que se hace visible en el municipio de Yecla. Por otro lado, la tasa de desempleo en el municipio de Jumilla está estabilizada debido a que su carácter eminentemente agrícola.

La actividad principal en la zona es la agricultura. El número de empleos directos al año, relacionados a la agricultura de la zona es de unos 11300, con más de 20 millones de horas de trabajo al año. No obstante, el municipio de Yecla, a raíz del boom de la industria del mueble a principios de la década de los 80, reconvirtió su actividad productiva, y en la actualidad, la mayoría de los empleos los genera esta industria. Por el contrario, el municipio de Jumilla si es aún eminentemente agrícola. Su cultivo mayoritario es la uva de vino, debido, en parte, a las propias denominaciones de origen del vino de Jumilla y a la declaración de regadíos de interés nacional que se otorgaron en la década de los 70. Los cultivos de frutales son los que tienen mayor capacidad de transacción de dinero ya que las tasas de productividad son muy altas (30 a 35 T/ha/año), y a pesar de tener costes elevados, han sido bastante rentables en los últimos años, con la excepción del melocotón, el cual, en determinados momentos ha dado lugar a pérdidas por su bajo valor de mercado. El margen neto medio para los frutales en la zona se ha cifrado en unos 7900 Euros/ha. La uva de mesa presenta unos rendimientos parecidos a los frutales y está generando beneficios similares en la actualidad debido a su alto valor de mercado. En el caso de la uva de vino los rendimientos son menores (7 T/ha/año), y se trata de cultivos que presentan cierto déficit en términos económicos aunque la estructura social asociada es interesante de mantener. Los cultivos de cítricos no son tan importantes en términos generales debido a que el clima no permite su adecuado desarrollo.

En el capítulo 6 se desarrolla el estudio agroeconómico realizado en esta Tesis doctoral, en el que se muestran los resultados numéricos obtenidos en esta investigación.

5.6 Problemática hídrica del Altiplano de Murcia

5.6.1 Orígenes del bombeo intensivo en los acuíferos del Altiplano de Murcia

En la comarca del Altiplano murciano la explotación de las aguas subterráneas se inició en la década de los años cincuenta del pasado siglo gracias a la actuación conjunta del Instituto Nacional de Colonización (INC) y del Servicio Nacional de Concentración Parcelaria

(SNCP). En los primeros momentos la iniciativa privada para la ejecución de obras de extracción era reducida debido al desconocimiento de la existencia de acuíferos de interés. Se fueron creando grupos sindicales de colonización que fueron los encargados en última instancia de poner en regadío y gestionar los recursos hídricos de las diferentes zonas agrícolas. Como ejemplo cabe destacar que hasta el año 1971 el número de sondeos perforados en el acuífero Serral-Salinas por el INC o por los grupos de colonización era de aproximadamente 15. Con la creación del IRYDA, en 1971, se dio un nuevo impulso en el desarrollo del uso de las aguas subterráneas en la zona. Además de asumir las captaciones del INC se perforaron aproximadamente otras 25 captaciones pertenecientes al IRYDA. La iniciativa privada experimentó en gran auge al tratarse de unas actuaciones con una inversión inicial media pero con una rentabilidad muy grande a corto plazo. En este mismo acuífero están inventariados más de 200 puntos de agua de los cuales la mayoría pertenecen a la iniciativa privada, si bien es cierto que la tipología de las perforaciones solían ser de menor entidad al tratarse de pozos excavados o sondeos con menor profundidad. Los usuarios de las aguas subterráneas se empezaron a asociar y los pioneros Grupos Sindicales de Colonización fueron el germen de donde nacieron las Sociedad Agrarias de Transformación (SAT). A partir de la ley de 1985 algunas entidades pasaron a convertirse en Comunidades de Regantes y se les dio la oportunidad de inscribir sus derechos en el catálogo de aguas públicas. Posteriormente todas las captaciones pertenecientes al IRYDA pasaron a ser propiedad de las Consejerías tanto en la Comunidad Autónoma de Valencia como en la Región de Murcia. De forma paralela a esto, el aislamiento de la zona al quedar fuera de las grandes infraestructuras hidráulicas del sureste español tales como el trasvase Tajo-Segura y la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, fue agravando la situación, y que el agua subterránea quedó como el único recurso hídrico disponible para satisfacer las demandas crecientes.

Este evidente aislamiento que ha sufrido la comarca del Altiplano murciano, respecto a la inclusión en las grandes infraestructuras hidráulicas ha sido un condicionante histórico decisivo que ha facilitado el uso intensivo de las aguas subterráneas. Además, este problema se ha visto agravado por las tensiones sociales locales producidas debido a la existencia de acuíferos compartidos entre comunidades autónomas (Murcia, Valencia); este es el caso de las masas de agua Serral-Salinas y Jumilla-Villena. Tradicionalmente, desde cada parte de estos acuíferos compartidos, perteneciente a las comarcas del Alto y Medio Vinalopó, se han explotado muy intensamente los acuíferos para diferentes usos. Este suceso provocó una bajada de niveles generalizada, que ha llevado a la compartimentación de los acuíferos y a la reducción de caudales de explotación. Debido al sentimiento de propiedad que la población tiene con respecto a los recursos naturales que se sitúan en su propiedad, en ambos extremos de la masa de agua se tiene la sensación de que los recursos han sido mayoritariamente explotados por el otro lado. De esta forma, se han generado unos conflictos sociales en la zona que aún se producen y que forman parte de los debates cotidianos de los usuarios del agua subterránea. Resulta evidente que tales conflictos podrían reducirse notablemente trasladando a la población el conocimiento hidrogeológico existente y, desde luego, mediante la puesta en marcha de comunidades de usuarios de cada acuífero basadas en el principio de legalidad y solidaridad porque sus acciones se interfieren recíprocamente.

5.6.2 Principales infraestructuras hidráulicas de la zona

Las principales infraestructuras hidráulicas que abastecen el sureste español y en especial a la cuenca del Segura son el Trasvase Tajo-Segura (TTS) y la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT). Como ya ha sido mencionado en anteriores ocasiones, ninguna de las dos infraestructuras ha abastecido al Altiplano de Murcia. No obstante, se ha creído conveniente la inclusión en esta Tesis doctoral de la descripción de los rasgos más generales de ambas,

debido a la gran importancia que han tenido para las zonas colidantes, así como la importancia potencial que puedan tener para futuras actuaciones de gestión hídrica.

La idea del trasvase Tajo-Segura surge debido a un conjunto de condicionantes que son inherentes al territorio. Por un lado, en la Península Ibérica existen áreas del sureste que sufren unas condiciones de aridez que provocan un déficit hídrico crónico que al entender de muchos es necesario corregir para no limitar el desarrollo económico. De otra parte, las benignas condiciones meteorológicas (insolación y carencia de heladas) de estas áreas permiten, si se disponen los recursos hídricos pertinentes, obtener importantes rendimientos agrícolas. Bajo estos supuestos, a finales de la década de los 60 se inician los trámites para construir un acueducto desde el río Tajo con capacidad para trasvasar 1000 Hm³ a tierras de las provincias de Murcia y Alicante (Cuencas del Segura y del Júcar) y, en menor medida, de Almería (Cuenca del Sur). La Ley 21/1971, de 19 de junio, por la que se regula el aprovechamiento conjunto de los ríos Tajo-Segura permite inicialmente el trasvase de 600 Hm³/año (Figura 5.10) (400 para regadíos, 110 para abastecimiento urbano y 90 Hm³/año para cubrir las posibles pérdidas en el transporte y distribución).

El trasvase tiene 286 km. de longitud, comienza en los embalses de Entrepeñas (río Tajo, 804 Hm³ de capacidad) y Buendía (río Guadiela, 1639 Hm³) (Figura 5.10). Aguas abajo de éstos se encuentra el embalse de Bolarque (605 m.s.n.m.), desde el que se impulsa el agua por dos tuberías de tres metros de diámetro y 1070 m. de largo hasta el depósito de La Bujeda (850 m.s.n.m., 6 Hm³). De La Bujeda sale un acueducto con una capacidad de 33 m³/sg, hasta el embalse de Alarcón situado sobre el río Júcar. Aquí las aguas se mezclan con las de una tercera cuenca, la del Júcar. De Alarcón el agua discurre por el propio río hasta el llamado contraembalse de Alarcón, para derivarse en un nuevo tramo del acueducto hasta el embalse de Talave (río Mundo, cuenca del Segura), final del recorrido.

Desde el Talave el agua se distribuye utilizando una compleja red de cauces, canales y embalses de regulación que abarcan la cuenca del Segura y parte de las áreas gestionadas por las Confederaciones Hidrográficas del Júcar en Alicante y del Sur en Almería. Todo ello, es lo que se conoce como infraestructura del Postrasvase, el cual cuenta inicialmente con dos canales (derecha e izquierda) que parten del Azud de Ojós. El canal de la margen derecha se dirige hacia el sur. El de la margen izquierda se subdivide en dos, uno que se dirige al noreste hacia Crevillente- Alicante y otro al este, al embalse de la Pedrera.

La gestión del trasvase corre a cargo de la Comisión Central de Explotación del Acueducto Tajo-Segura (ATS), en la que están representados la administración hidráulica, la administración central y autonómica y los usuarios del trasvase. En condiciones hidrológicas excepcionales es el Consejo de Ministros el competente para adoptar decisiones.

En los planes hidrológicos nacionales y de cuenca están recopiladas las normas por las que se ha de regir la gestión del trasvase y que deben ser aplicadas por las respectivas Confederaciones Hidrográficas (Tajo y Segura) dependientes del Ministerio de Medio Ambiente y la Comisión de Explotación.

Por último, corresponden a las comunidades de regantes el reparto del agua del trasvase destinado al regadío conforme a lo estipulado en la tabla 5.5.

Tabla 5.5. Aplicación de los recursos trasvasados para regadío

ZONAS DE RIEGO	VOLUMEN (hm ³)		SUPERFICIE (ha)
	PARCIAL	TOTAL	
Vegas Alta y Media del Segura		65	21612
Zona 1 ^a (Cieza, Calasparra)	13.5		4479
Zona 2 ^a (Abarán, Blanca, Ulea)	8.0		3652
Zona 3 ^a (Archena, Molina)	9.1		2802
Zona 4 ^a (Abanilla, Fortuna, Santomera)	17.9		4645
Zona 4 ^a (Ampliación)	7.1		1688
Zona 5 ^a (T. de Cotillas, Albudeite, Ojós, C. del Río, Alguazas, Ceutí, Villanueva)	9.4		4366
Regadíos de Mula y su comarca		8	3150
Mula y Pliego	4.0		2400
Yéchar	4.0		750
Lorca y valle del Guadalentín		65	27815
Lorca	30		13815
Resto (Sangonera, Librilla, Alhama, Totana)	35		14000
Riegos de Levante, margen izquierda y derecha, vegas bajas del Segura y saladares de Alicante)		125	58878
Riegos de Levante, margen izquierda	97.5		38190
Riegos de Levante, margen derecha	5.5		3993
La Pedrera	14.5		15195
Saladares de Albaterra	7.5		1500
Campo de Cartagena		122	32800
Valle del Almanzora en Almería		15	3000
TOTAL REGADÍOS		400	147255

Desde que el ATS comenzó a funcionar, los volúmenes trasvasados se han incrementado a lo largo de los años hasta que, a finales de los 90, se alcanzó el límite máximo de 600 Hm³ destinado al Levante (Figura 5. 8). En la actualidad, la continuidad del TTS está en el centro del debate a nivel nacional sobre gestión de recursos hídricos y es una cuestión de primera importancia social tanto en las cuencas cedentes como en las receptoras.

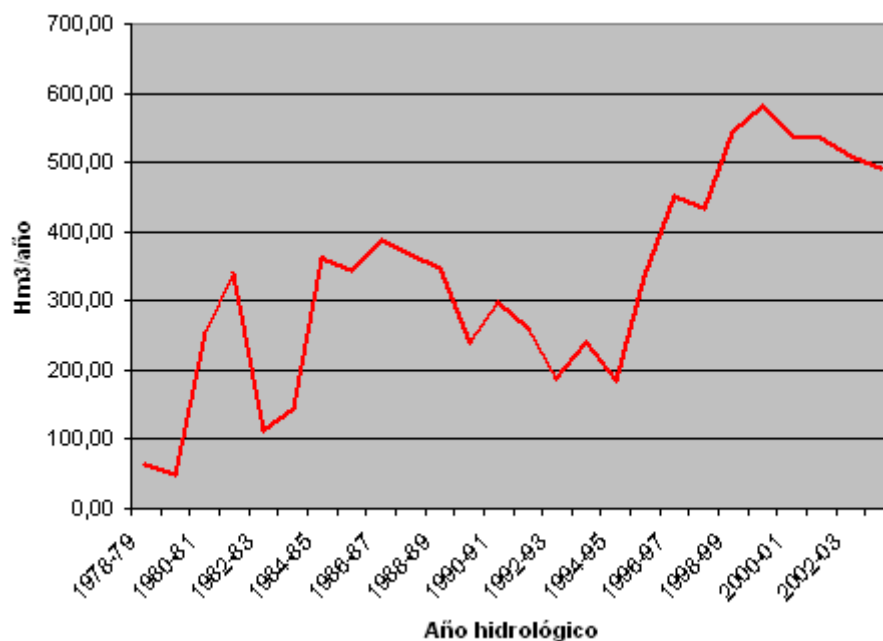


Figura 5.8. Curva de volúmenes acumulados anuales trasvasados durante la serie temporal de explotación del TTS

Por otro lado, la Mancomunidad de los canales del Taibilla (MCT) es un organismo estatal, perteneciente al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino con sede en Cartagena, creado en el año 1927 a través del Real Decreto-Ley de 4 de octubre. La MCT se encarga exclusivamente, desde el año 1945, del abastecimiento de agua potable en red primaria (alta) en una extensa área geográfica, que abarca la práctica totalidad del sureste español. El área abastecida pertenece a tres Comunidades Autónomas (Murcia, Valencia y Castilla La Mancha) y dos Confederaciones Hidrográficas (Segura y Júcar).

Las aguas continentales del río Taibilla (afluente en cabecera del río Segura), almacenadas en el embalse del Taibilla, así como las actualmente mayoritarias procedentes del Trasvase Tajo-Segura, son potabilizadas en seis estaciones de tratamiento, y una extensa red de canales principales (Figura 5.10) y de conducciones a presión, que supera los mil kilómetros de longitud, conduce el agua potabilizada o desalinizada a más de un centenar de depósitos de reserva, para el abastecimiento de los núcleos de población de 79 municipios de las provincias de Murcia (43, todos excepto Yecla y Jumilla), Alicante (34, Alicante y Elche entre ellos) y Albacete (2), con una demanda anual actual de unos 240 hm³ y una población estable superior a 2.300.000 habitantes, que en época estival supera ampliamente los 3 millones. Además, la MCT abastece la Base Naval de Cartagena y a las bases aéreas del Mar Menor y Alcantarilla y entidades estatales como Junta del Puerto de Cartagena, Repsol Petróleo S.A., Empresa Nacional Bazán, Empresa Nacional de Fertilizantes S.A., Aeropuerto de Alicante, Confederación Hidrográfica del Segura y Empresa Nacional del Gas, S.A.

Para proporcionar este servicio, la Mancomunidad cuenta con los recursos del río Taibilla, íntegramente asignado a este fin (unos 60 Hm³ de media anual, con un máximo observado de 90 y un mínimo de 39), la dotación para abastecimientos prevista en la Ley 52/1980 de regulación del régimen económico de la explotación del acueducto Tajo-Segura (110 Hm³/año), y los volúmenes procedentes de contratos de suministro de aguas que la Mancomunidad suscribe con terceros (en cuantías variables, hasta 8 Hm³/año).

5.6.3 Repercusiones de la nueva Ley de Aguas de 1985

La Ley de Aguas de 1985, que derogó la anterior Ley de Aguas de 1879, determinó que las aguas subterráneas, propiedad privada de acuerdo con la Ley de Aguas de 1879, pasaban a formar parte del Dominio Público Hidráulico. Con la ley anterior el propietario del agua subterránea eran quien la alumbraba en terreno de su propiedad. A partir de la promulgación de la nueva ley, los propietarios de los pozos se vieron obligados a inscribir sus aprovechamientos bien en el Registro o bien en el Catálogo de Aguas Privadas (Figura 5.9), lo que no se produjo por igual a nivel nacional.

En la actualidad, la mayoría de las entidades de riego tienen inscritos sus derechos en el Catálogo de aguas privadas, ya que, aunque pasarán a ser aguas públicas en un plazo de 50 años, de esta forma, obtienen protección administrativa si ocurre alguna incidencia en la infraestructura de captación y no dejan de tener el derecho privativo del agua dentro de ese plazo anteriormente dicho. Por el contrario, si inscriben los derechos de agua en el Registro, el agua pasa a ser de naturaleza pública, con las ventajas e inconvenientes que ello conlleva.

A raíz de la promulgación de esta ley, los organismos de cuenca adquirieron de repente una serie de competencias sobre un recurso acerca del cual apenas tenían experiencia práctica de gestión, a lo que posteriormente se añadió la falta de medios humanos y económicos para poner en práctica algunas de las previsiones de la Ley. A nivel nacional, ambas circunstancias dieron lugar a la rápida evolución de un fenómeno prácticamente nuevo desde el punto de vista jurídico: los pozos ilegales. En efecto, durante el tiempo que las aguas subterráneas permanecieron en régimen de propiedad privada, no existían más que algunos casos aislados en los que la legislación estipulaba que un aprovechamiento pudiera considerarse ilegal (Aragón, 2003). Con las implicaciones de la reforma de 1985, sin embargo, los pozos ilegales en el territorio nacional pasaron en poco tiempo a contarse por cientos de miles.

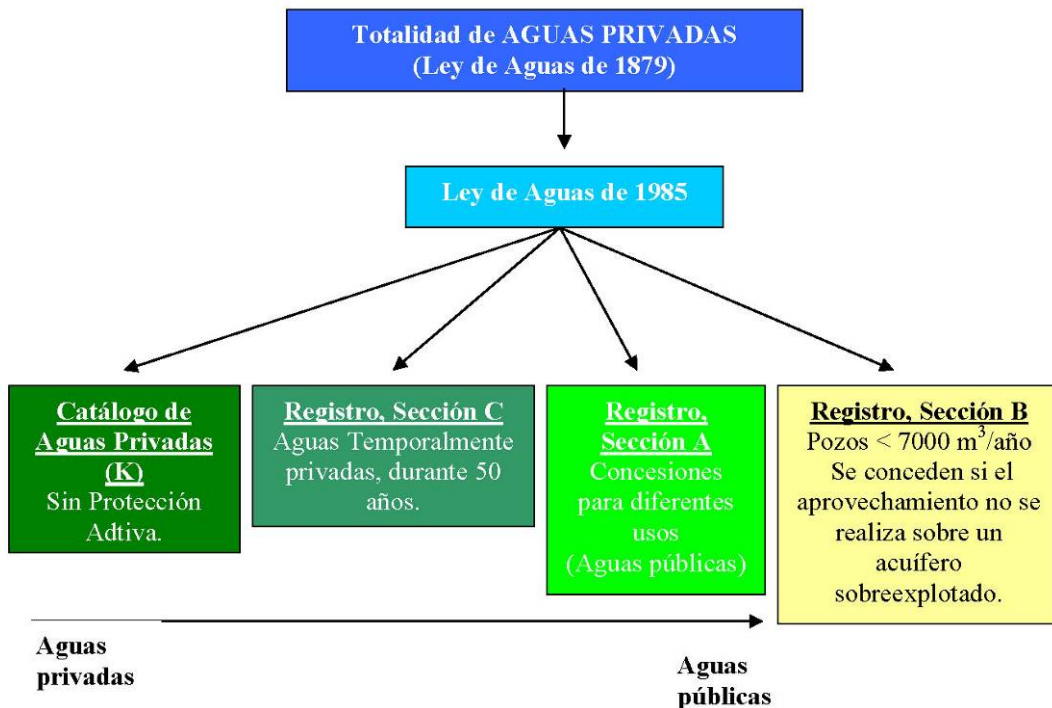


Figura 5.9. Esquema de posibilidades de inscripción de los derechos de agua

No obstante, en el caso del Altiplano murciano, el hecho de que el agua subterránea fuera el único recurso disponible para todos los usos, el ser las entidades de riego colectivas las propietarias de los pozos y tener unos derechos de agua concedidos suficientes para sus requerimientos hídricos agrícolas hizo que se produjera un fenómeno de Autocontrol (“Self Regulation”, Lopez-Gunn, 2006). De esta manera, en términos de extracciones por encima de los caudales concedidos, prácticamente puede descartarse la existencia de ilegalidades generalizadas o situaciones pendientes de resolución como pueden ocurrir en otras zonas del territorio nacional

5.6.4 Situación actual y perspectivas de la gestión hídrica en el Altiplano de Murcia

Aunque la problemática hídrica actual se va a tratar de manera más detallada a través del estudio sectorial hidrogeológico de esta investigación, aquí cabe decir que la situación hídrica actual del Altiplano murciano es de un gran desequilibrio en los balances hídricos de los acuíferos. De esta forma, las tasas de explotación por bombeo siguen estabilizadas muy cerca de los máximos históricos y los recursos renovables representan una cantidad muy pequeña en comparación con la explotación. Debido a esta situación, los niveles piezométricos siguen descendiendo prácticamente a la misma tasa que durante las últimas dos décadas.

De esta forma, el sistema hídrico del Altiplano no puede cumplir con el requisito que la Directiva Marco del Agua (DMA) que establece, como primera fecha, finales de 2015 (o como muy tarde -con prórrogas de seis años- en 2027), para alcanzar el equilibrio entre la alimentación y extracción de los acuíferos, así como mejorar y regenerar las masas de agua subterránea, para lo que se deberán implantar los consiguientes planes de ordenación de las extracciones de los acuíferos.

La evidente ausencia de actuaciones de gestión encaminadas al equilibrio de los balances hídricos de las masas de agua, ha hecho que la situación sea la que es en la actualidad. No obstante, como ya ha sido mencionado anteriormente, el uso intensivo de las aguas subterráneas no debe ser etiquetado de perjudicial de antemano. Por tanto, el balance entre los impactos negativos y positivos generados por el uso intensivo de las aguas subterráneas debe realizarse con la mayor rigurosidad y teniendo en cuenta todas las variables afectadas y sus interrelaciones.

En los últimos años se han puesto en marcha algunas medidas para tratar de paliar la problemática hídrica de la zona. Tales medidas han sido recogidas genéricamente en la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional y el Real Decreto-Ley 2/2004, de 18 de junio, donde se declaran de interés general, urgentes y prioritarias las actuaciones para dotar de recursos al Altiplano, sobre las cuales existe un cierto consenso a nivel político. Entre las actuaciones emprendidas cabe destacar la conexión de los abastecimientos públicos de Jumilla y Yecla a la Mancomunidad de Canales del Taibilla a través de una conducción procedente sistema Talave-Cenajo (Figura 5.10). En relación al regadío, puede indicarse que la Asociación de Comunidades de Regantes del Altiplano Murciano ha solicitado a la Demarcación Hidrográfica del Segura su constitución como Junta Central de Usuarios, que constituye el primer paso para poder solicitar recursos excedentes procedentes del trasvase Júcar-Vinalopó (cuyo trazado), una vez satisfechas las demandas agrícolas de los regadíos del Vinalopó. Las actuaciones indicadas inciden en satisfacer las demandas y aliviarán la situación de sobreexplotación de los acuíferos (en la parte del Vinalopó), aunque todavía no se han planteado las posibilidades su recuperación, plazos ni la relación coste/beneficio que ello comporta.

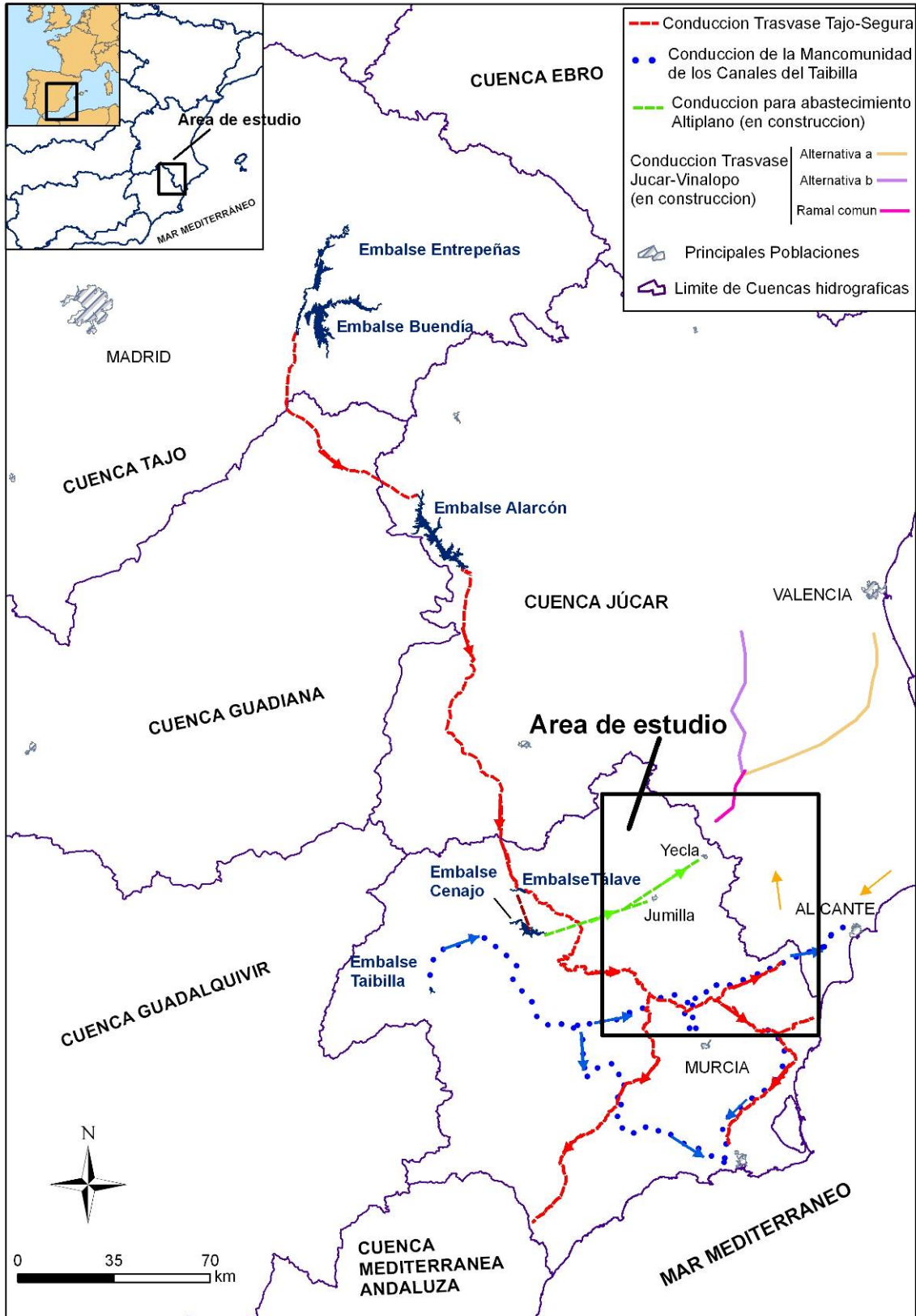


Figura 5.10. Principales infraestructuras hidráulicas relacionadas con el sureste de España y la zona de estudio

CAPÍTULO 6. DESARROLLO DE ESTUDIOS SECTORIALES

En el presente capítulo se desarrollan las investigaciones sectoriales relativas a los aspectos hidrogeológicos, ambientales y agroeconómicos necesarios para la elaboración del Sistema Soporte a la Decisión. En el caso del análisis hidrogeológico, la existencia de investigaciones recientes con información suficiente para desarrollar el SSD, ha permitido optimizar los esfuerzos en el sentido de centrarse en conocer con mayor precisión determinados acuíferos o aspectos parciales de su funcionamiento. De esta manera, los estudios se han llevado a cabo principalmente en la Masa de Agua Subterránea (MAS) Serral-Salinas donde se ha realizado un modelo de flujo subterráneo ex profeso. En el caso de los análisis ambientales y agronómicos, los trabajos comprenden todo el ámbito de estudio.

6.1. Análisis hidrogeológico

6.1.1 Antecedentes y documentos consultados

La mayor parte de los estudios hidrogeológicos efectuados en la zona presentan un carácter fundamentalmente técnico destinado al conocimiento de los recursos hídricos subterráneos de cara a su explotación. Casi todos ellos han sido realizados por el IGME o éste Organismo ha participado en su ejecución en mayor o menor medida. A nivel general, las investigaciones hidrogeológicas en la zona tienen su punto de arranque en el “Estudio Hidrogeológico de la comarca Cazorla-Hellín-Yecla” (IGME, 1971), y en los trabajos enmarcados dentro del Plan Nacional de Investigación Hidrogeológica para la cuenca del Segura (IGME, 1978). A continuación se comentan sucintamente los objetivos de los diferentes estudios específicos realizados en cada uno de las MASs incluidas en la presente investigación.

En la MAS **Serral-Salinas**, uno de los primeros estudios corresponde al “Informe al proyecto del Real Decreto del Ministerio de Agricultura por el que se aprueba el Plan General de Transformación de la zona regable con aguas subterráneas de El Serral de Yecla” (IGME, 1980). Sin embargo, uno de los primeros informes donde se trata la MAS con cierto detenimiento es el “Estudio hidrogeológico del sistema acuífero Carche-Salinas. Posibilidades de captación de aguas subterráneas para usos agrícolas en la Cañada del Trigo (Jumilla)” (IGME, 1982a). En dicho estudio se recomendaba: 1º) Atender las demandas urbanas e industriales actuales y los incrementos que en el futuro pudiesen producirse, 2º) Mantener las explotaciones agrícolas actualmente existentes restituyendo los caudales perdidos por descenso del nivel de los acuíferos, y 3º) En ningún caso incrementar el uso agrícola del agua poniendo en regadío nuevas explotaciones.

En el año 1983 se finaliza el trabajo sobre “Posibilidad de captación de aguas subterráneas a Pinoso, Alicante” (DPA-IGME, 1983). Según este estudio, la población de Pinoso ascendía a 5.218 habitantes en 1983, con una demanda de agua para abastecimiento público de 333.300 m³/año. El abastecimiento del pueblo se producía del sondeo Paredón en la MAS Carche-Salinas, aunque desde el año anterior (1982) y debido a la imposibilidad de bajar más la bomba se obtenía agua a través de los sondeos de Raspay y la S.A.T. situados en el término de Yecla. Este informe recomendaba la realización de una obra de captación de agua junto al sondeo antiguo Paredón, que fue denominada como Paredón II con las siguientes características: profundidad de 300 m, roca acuífera compuesta por dolomías del Cenomaniense inferior-medio y nivel del agua a 145 m.

En el año 1983, el IGME realiza el “Informe del sondeo Paredón II para abastecimiento público a Pinoso, Alicante”. Según este estudio, dicho sondeo tiene una profundidad de 253 m, perforados en su totalidad con 600 mm de diámetro. El agua aparece a los 143 m de profundidad, situándose posteriormente el nivel en el metro 150. Al alcanzar la perforación los 250 m de profundidad, el nivel piezométrico ascendió hasta el metro 146, manteniéndose hasta la finalización del sondeo. Los materiales geológicos atravesados son: Cuaternario (0-7 m), Mioceno medio (7-33 m) y Cenomaniense inferior medio (33-253,5 m). Los últimos metros de perforación del sondeo atraviesan pasos preferenciales de agua correspondiendo a la zona de mejores características hidráulicas de la formación acuífera. La perforación está realizada en su totalidad con 600 mm de diámetro y se reviste con tubería ciega de 450 mm de diámetro en los primeros 148 m de profundidad. El nivel piezométrico se sitúa a 146 m de profundidad. El caudal que suministra el sondeo es suficiente para el abastecimiento a Pinoso, aunque debido a la sobreexplotación que sufre el acuífero, con continuas bajadas en los niveles piezométricos, se recomienda alcanzar la profundidad de 300 m. En el año 1985 se procede a una reperforación del sondeo Paredón II para alcanzar los citados 300 m proyectados inicialmente (“Informe de los trabajos de reperforación del sondeo Paredón II para abastecimiento de agua a Pinoso”, IGME, 1985). El sondeo queda reperforado hasta 303 m.

En el año 1985, el IGME y la DPA finalizaron los “Estudios hidrogeológicos para abastecimiento a núcleos urbanos (Alicante), Sondeos "el Salarete", "Paredón II" y "Aullera", “Plan de actuación en Vall d’Alcala”. Se trata de una serie de informes de seguimiento y control de los sondeos Salarete, Paredón II y Aullera, de abastecimiento a los núcleos urbanos Campo de Mirra, Pinoso y Senija, respectivamente. Respecto al Sondeo Paredón II, este trabajo indica que presenta una zona de paso preferencial de agua del metro 250 a 295 y su profundidad es de 403 m (se desconoce cuando fue reperforado de nuevo). Según sus características hidrogeológicas, el caudal que suministra este pozo se estimó como suficiente para satisfacer a la población durante un período de 30 años.

A raíz de la realización del sondeo Carche I en la Sierra de igual nombre, propuesto en el "Estudio Hidrogeológico de la Sierra del Carche" (IGME, 1985), se comprobó que presentaba un nivel más acorde con la MAS de Ascoy-Sopalmo que con la de Carche-Salinas, por lo que se asignó desde entonces la Sierra del Carche (unos 75 km²) a la MAS Ascoy-Sopalmo, modificándose los límites de ambos. Desde entonces, se define como tal la MAS Serral-Salinas en el ámbito de la cuenca del Segura.

En el trabajo de “Actualización del inventario de puntos de agua y explotación en el sistema acuífero de Carche-Salinas. Murcia-Alicante, 1.987” (IGME, 1988a), se cifra la explotación en “Salinas” en 15,5 hm³ en el año 1987, considerándose que en años secos anteriores este valor pudo llegar a ser de 20 hm³.

En el año 1989, el IGME emite, a petición de la Confederación Hidrográfica del Segura, un informe para la declaración de provisional de sobreexplotación de la MAS, aunque en la actualidad continúa sin ningún tipo de declaración.

A finales del año 1991, se inicia una “Campaña de geofísica electromagnética (SEM) en el área de Carche-Salinas” (ITGE, 1992), con el objetivo de estudiar las formaciones existentes en profundidad, y su interconexión, para el estudio hidrogeológico entre las sierras de Carche y Salinas. Se realizaron un total de 92 Sondeos ElectroMagnéticos en el Dominio del Tiempo, distribuidos en perfiles, y se midieron 4 Sondeos Electricos Verticales agrupados en dos

perfiles. Por los núcleos urbanos de Paredón y Lel pasan sendos perfiles de SEM de dirección noroeste-sureste. En tales perfiles se detectaron secuencias detrítico-carbonatadas someras (>200 m), seguidas de un paquete conductor margoso y un sustrato resistivo muy potente. Así mismo, se ponen de manifiesto diversos juegos de fallas.

En el “Estudio de las reservas de los embalses subterráneos de la unidad del Prebético de Murcia” ITGE (1993), se evalúan en unos 1.400 hm³ las reservas disponibles en el acuífero, lo que da idea de la importancia que adquieren las mismas en relación a los recursos.

En el año 1994, la CHJ establece las "Normas de explotación de unidades hidrogeológicas de la Cuenca del Vinalopó y zonas adyacentes de Alicante" (ENADIMSA, 1994). Dicho estudio actualiza la explotación por bombeo en la UH 08.42 y distingue los acuíferos Serral-Salinas, Cabrera y Carbonera, correspondientes a materiales del Cretácico superior, Eoceno y Cretácico inferior, respectivamente. Se distinguen ocho sectores hidráulicos (seis en Serral-Salinas), con diferentes grados de conexión hidráulica entre sí, ocasionados por una compleja estructura interna del acuífero y la existencia de fallas profundas. La explotación para el conjunto de la Unidad es cifrada en 11,8 hm³ para el año 1989 y de 15,2 hm³/año como valor representativo de años de pluviometría media. Los recursos se estiman en 4 hm³/año, dato coincidente con el que figura en el Plan Hidrológico del Segura.

En el “Estudio geofísico del cuaternario de Pinoso” (DPA, 1996) se trata de determinar la morfología y espesor de los depósitos sedimentarios detríticos cuaternarios y/o terciarios, que podrían dar lugar a un pequeño acuífero de interés local, que yace sobre materiales margosos del Mioceno. Se realiza una campaña de 20 S.E.V., más un S.E.V. paramétrico situado sobre el domo salino de Pinoso. Tras la realización del ensayo se observa en el cuaternario la presencia de encharcamientos de aguas salobres (Conductividades mayores de 6.000 microSiemens por centímetro), en las zonas topográficamente más deprimidas, debido a la presencia superficial de materiales margosos del Mioceno. Como conclusión se deduce que el Cuaternario no constituye un acuífero de explotación interesante a causa de su poca capacidad de almacenamiento y a la presencia de continuos aportes salinos procedentes del cerro de la Sal que inutilizaría su aprovechamiento.

En el año 1997, la DPA realiza el “Bombeo de ensayo del pozo Raspaig V para abastecimiento a Pinoso” (DPA, 1997). El informe indica que apenas existe descenso del nivel de agua y la recuperación se produce de forma casi inmediata.

Estos trabajos realizados son de muy diversa clase pero se ha hecho un intento de agruparlos en categorías para una mejor utilización y una más rápida consulta. Por un lado están los informes que se encargan al IGME como el Informe al proyecto de Real Decreto del Ministerio de Agricultura (1980) por el que se aprueba el Plan General de Transformación de la zona regable con aguas subterráneas de “El Serral de Yecla” (Murcia). Por otro lado existen estudios técnicos como “Las aguas subterráneas de la provincia de Alicante” (Excma. Diputación de Alicante-IGME, 1982). También existen documentos sobre datos de explotaciones (Geomecánica y Aguas, 1987). Otros documentos son actualizaciones de inventarios de puntos de agua (IGME, 1988a). Otro tipo de documentos son estudios de Geofísica como la propuesta de una campaña de geofísica (S.E.V) en el sistema acuífero de Carche-Salinas (IGME, 1988b). También se ha consultado un documento administrativo “Normas de explotación de unidades hidrogeológicas de la cuenca del Vinalopó y zonas adyacentes de Alicante” (CHJ, 1994).

Finalmente, cabe señalar que los datos obtenidos a lo largo del desarrollo de la presente investigación han sido objeto de interpretaciones previas publicadas en diferentes foros científicos y técnicos (Molina et al., 2006, 2007 y 2008).

Para la MAS de **Ascoy-Sopalmo**, uno de los primeros estudios realizado en la zona (IGME 1979a), fue la elaboración de un perímetro de protección de las aguas subterráneas del sistema acuífero Ascoy-Sopalmo basado en los datos provenientes del Plan Nacional de Investigación de las Aguas Subterráneas (PIAS, 1978). En este estudio ya se alertaba de los graves problemas que planteaba la sobreexplotación de la MAS.

En el “Estudio hidrogeológico de sistema acuífero Ascoy-Sopalmo” (IGME, 1982b)”, se analiza la explotación sufrida por el sistema en 1981 y se proponen recomendaciones para su gestión. En este mismo año, se realizó “El informe sobre los sondeos en explotación de las sociedades agrarias de transformación La Serrana nº 13743 y Los Albares nº 767, ubicados en el sistema acuífero Ascoy-Sopalmo” (IGME, 1982c).

En 1986 se realizó “El estudio de actualización de las características hidrogeológicas y de explotación en el sistema acuífero Ascoy-Sopalmo, Murcia” (CARM, 1986a), elaborado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Este mismo año se realizó la “propuesta de modificación a introducir en el perímetro de protección del sistema acuífero de Ascoy-Sopalmo, Murcia (CARM, 1986b)”.

Posteriormente, en 1988, se realizó el informe “Trabajos para la elaboración de normas de explotación en el sistema acuífero sobreexplotado de Ascoy-Sopalmo”, (IGME, 1988c). En 1988 también se realizó la propuesta de una campaña de geofísica (S.E.V) en este sistema acuífero (IGME, 1988d).

En 1990, se realizaron los trabajos de apoyo al modelo matemático de flujo de este acuífero (IGME, 1990b), además se hicieron los análisis de los aprovechamientos de aguas subterráneas en esta unidad hidrogeológica, (IGME 1990a) y por último se realizó el Plan de ordenación de la Confederación Hidrográfica del Segura.

El IGME, en 1991 realizó el estudio “Estado actual del modelo matemático del acuífero de Ascoy-Sopalmo”, (IGME, 1991). EN 1992, se realizó una campaña de geofísica eléctrica (S.E.V) y electromagnética (S.E.M) en varias unidades hidrogeológicas, entre ellas el Ascoy-Sopalmo, (IGME, 1992). En 1994 se realizó un estudio muy importante del estudio de las reservas de los embalses subterráneos de la unidad del prebético de Murcia, (ITGE, 1994). También en 1994 se elaboraron las “Normas de explotación de unidades hidrogeológicas de la cuenca del Vinalopó y zonas adyacentes de Alicante”, (MOPU, 1994), en que se incluyó el estudio de esta MAS.

En 2006 se ha realizado el último trabajo importante en la zona, es el “Estudio de cuantificación de los volúmenes de sobreexplotación de los acuíferos de las U.H 07.05 Jumilla-Villena y 07.09 Ascoy-Sopalmo” (CHS, 2006).

Existen también diversos documentos que analizan la MAS de **Jumilla-Villena** desde diferentes puntos de vista. En el año 1976 se elabora el informe “Hidrogeología del Cretáceo superior en la comarca Cieza-Jumilla-Villena” (IGME, 1976), en el que se hace una primera definición geométrica y estratigráfica genérica de los tramos acuíferos existentes.

Uno de los primeros informes completos donde se trata la MAS con detenimiento es el “Estudio hidrogeológico del sistema acuífero Jumilla-Villena”, (IGME, 1979b). En dicho estudio se recomendaba: 1º) Atender las demandas urbanas e industriales actuales y los incrementos que en el futuro pudiesen producirse, 2º) Mantener las explotaciones agrícolas actualmente existentes restituyendo los caudales perdidos por descenso del nivel de los acuíferos, 3º) En ningún caso incrementar el uso agrícola del agua poniendo en regadío nuevas explotaciones. Por último, se planteaban una serie de soluciones para el problema de “sobreexplotación”, entre las que se encontraba la constitución de un grupo de gestión específico para la programación de la explotación de la MAS y todas aquellas cuestiones propias a ella.

En el año 1986 se efectúa una “Actualización del inventario de puntos de agua y explotación en el sistema acuífero de Jumilla-Villena”, (IGME, 1986), donde se incorpora una cartografía de interés.

En el año 1987, el IGME realiza el “Informe técnico para la declaración provisional de acuífero sobreexplotado relativa al sistema acuífero “Jumilla-Villena (Murcia-Alicante)”, (IGME, 1987). A raíz de este informe se determinaron las circunstancias y procedimiento para la declaración provisional de MAS sobreexplotado o en riesgo de estarlo, lo que fue plasmado posteriormente en el artículo 171 del Real Decreto 849/1986.

En el año 1988 se realiza el informe por el que se realiza una propuesta de una campaña de geofísica (S.E.V) en el sistema acuífero Jumilla-Villena, (IGME, 1988), con el objetivo de conocer la posición del techo del acuífero con el fin de poder construir los mapas de isohipsas y la curva de explotación.

En el año 1992 se realiza la campaña de geofísica eléctrica (S.E.V) en el área de Jumilla-Villena y se recoge en el informe de igual nombre, (ITGE, 1992). La principal aportación del estudio fue la determinación de la potencia de los materiales de relleno sobre el sustrato y la definición del horizonte resistivo, que se identifica con el acuífero carbonático.

Finalmente, en los últimos años se han realizado dos estudios completos sobre la U.H Jumilla-Villena, elaborados por el IGME, (IGME-DPA, 2006), mediante el cual, se realizó una simulación del modelo numérico de flujo de dicho sistema acuífero, y el estudio elaborado por la Confederación Hidrográfica del Segura, mediante el cual se realizó otro modelo matemático de flujo (CHS, 2007a).

Respecto a la MAS **Cingla** los principales referentes bibliográficos son los estudios hidrogeológicos de CARM (1987) y CARM (1998). Estos estudios, junto con el estudio de cuantificación del volumen de sobreexplotación (CHS, 2006), han sido la base de información utilizada en esta investigación.

6.1.2 Inventario de puntos de agua y evaluación de la explotación por bombeo

El proceso de revisión y actualización del inventario de puntos de agua ha partido de la información preexistente incluida en las bases de datos del IGME y el Departamento del Ciclo Hídrico de la Diputación Provincial de Alicante. Los trabajos se han centrado principalmente en las MASs Serral-Salinas (Figura 1) y Ascoy-Sopalmo, habida cuenta que en el resto se ha podido disponer de información suficientemente fiable.

En relación a los puntos de agua existentes en la MAS **Serral-Salinas**, se han actualizado o inventariado de nuevo un total de 215 puntos de agua (197 revisados y 18 de nuevo inventario), que se distribuyen según su naturaleza y actividad de la siguiente manera:

- 109 sondeos, de los cuales, 23 están instalados y en funcionamiento actualmente, 18 corresponden a sondeos sin uso o inactivos, 3 estaban en ejecución y 65 que no se han localizado y muchos de ellos no existen en la actualidad.
- 3 manantiales (secos).
- 89 pozos de excavación manual, todos ellos sin apenas uso o inactivos en la actualidad.
- 4 pozos con sondeo, sin uso o inactivos en la actualidad.
- 10 sondeos de investigación, que han sido utilizados para el apoyo a la definición geométrica del acuífero.

En la tabla 6.1 se muestran algunas de las características de los principales puntos de agua que ayudan a definir el modelo hidrogeológico conceptual de la MAS. Estos 29 puntos de agua principales son casi todos sondeos en funcionamiento y tienen una profundidad de obra de más de 300 m. Se distribuyen por toda la MAS y son propiedad de diferentes entidades. La Consejería de Agricultura tiene, en la actualidad, 4 sondeos en funcionamiento que constituyen la llamada “Batería nº 8”; la comunidad de Regantes “Hoya del Mollidar y Portichuelo” tienen 3 sondeos activos; el Ayuntamiento de Elda a través de la entidad gestora de aguas “Aquagest”, tiene 4 sondeos en el sector de Salinas que extraen agua para abastecimiento al municipio de Elda; la comunidad general de usuarios del Alto Vinalopó tiene 4 sondeos que pertenecen a la batería nº 3 de esa entidad y que se utilizan para abastecimiento y riego; la SAT nº 3481 “Aguas de Pinoso” es la propietaria de tres sondeos que están explotación y que se usan para regadío de la propia entidad. El municipio de Pinoso se abastece en la actualidad con un sondeo del que es propietario; además este municipio tiene 2 sondeos más que se han secado en el año 2005. Por último, la SAT nº 3505 “Santa Bárbara” es la propietaria de un sondeo del que se extrae agua para regadío de la propia entidad. Además de estos sondeos, la localización exacta del manantial de Salinas ha sido de especial importancia para la comprensión del funcionamiento del sistema acuífero dado que constituía el punto de descarga en régimen natural, y no había constancia anterior de su existencia, por lo que ha sido inventariado por primera vez con el código IGME nº 273380059.

La explotación por bombeo es, con diferencia, el principal elemento que controla el balance hídrico de este acuífero y, por lo tanto, el conocimiento de su evolución histórica y valores actuales resultan claves para analizar las evoluciones piezométricas registradas y cuantificar el vaciado. En este estudio se ha realizado una detallada reconstrucción histórica de la explotación por bombeo desde su origen, que ha supuesto un importante esfuerzo de investigación de las fechas de ejecución de los sondeos, sus vidas útiles y periodos de actividad, así como las reperforaciones y sustituciones, los caudales de extracción de cada captación y la evolución de las áreas de riego atendidas por cada captación. El análisis se ha efectuado a nivel de cada captación significativa y, por agregación, se ha obtenido el total de las principales entidades de riego o abastecimiento. Se han considerado 45 captaciones agrupadas en 8 entidades explotadoras de agua. El estudio se ha efectuado para un periodo total de 50 años comprendidos entre el año hidrológico 1956/57 hasta 2005/06. En la tabla 6.2 se muestran las entidades de riego y captaciones analizadas. En las figuras 6.2 a 6.6 se sintetizan los resultados numéricos obtenidos.

Los sondeos de la denominada “Batería nº 8” (antiguos sondeos del IRYDA) incluyen 8 captaciones que han estado activas en algún periodo de tiempo a lo largo de su historia., si bien desde el año 1992 sólo funcionan 4 de ellas. Desde la puesta en funcionamiento de los primeros sondeos en el año 1969 se ha bombeado un total de 138 hm³, lo que supone una explotación media de 3,6 hm³/año. Para el periodo 2000/01 a 2004/05, el bombeo medio resulta ser de 5,2 hm³/año, de los que 4,3 hm³/año se destinan al riego y 0,9 hm³/año al abastecimiento. La Conselleria d’Agricultura, Pesca i Alimentació de la Generalitat Valenciana (CAPA) se encarga de la gestión de estos sondeos y repercute un precio del agua a las entidades de riego y núcleos urbanos. Resulta difícil estimar la superficie de cultivo real regada por estos sondeos puesto que atienden las demandas parciales de diferentes de regadíos que reciben aguas de otros sondeos de la MAS Serral-Salinas o de otras MASs del entorno. En concreto se atienden las demandas de riego de la SAT nº3508 “La Romana”, Coop. Riegos La Romana, SAT nº3509 Percamp (Monóvar), C.R. Hondón Monóvar, SAT nº3505 Santa Bárbara (Ubeda/Pinoso), SAT nº1780 Alciri (Monóvar), SAT nº5914 “Casas de Juan Blanco” (Monóvar), SAT nº3481 Aguas de Pinoso y C.R. Salinas. Respecto al abastecimiento, se suministra agua a los núcleos urbanos de Monóvar (12841 hab.), Don Ciro (Monóvar), La Romana (2407 habitantes incluidas pedanías y diseminado) y Ubeda (pedanía de Pinoso; 74 habitantes).

La Comunidad de Regantes de la Hoya del Mollidar (2700 hectáreas) ha empleado 11 captaciones desde el inicio de su actividad en el año 1963; en la actualidad sólo dispone de 3 bombeos activos. Ha bombeado un total de 79 hm³ con una media de 1,8 hm³/año y valores máximos de hasta 2,5 hm³/año a mediados de los años 80, aunque desde entonces presenta tendencia descendente de bombeo. A partir del año hidrológico 2001/02, debido al secado de captaciones, se ha reducido notablemente la explotación (1 hm³/año), lo que ha acrecentado los enormes problemas de disponibilidad de agua de esta Comunidad de Regantes, que se está traduciendo en abandono de cultivos en los últimos años y ciertas tensiones sociales.

Las captaciones destinadas al abastecimiento de Elda incluyen 6 sondeos históricos, de los cuales actualmente bombean sólo 3 de ellos. El inicio de su actividad se produjo en el año 1969 y el volumen total bombeado ha sido de 126 hm³ con un valor medio histórico de 3,1 hm³/año y una tasa actual de 3,9 hm³/año.

En la agrupación denominada como “Abastecimiento y Riego del Alto Vinalopó” se han considerado 10 captaciones, de las que sólo están activas 4 desde el año 1992. La gestión del agua se realiza a través de la Comunidad General de Usuarios del Alto Vinalopó. Desde la puesta en funcionamiento de las primeras captaciones (pozos de La Florida) en el año 1957 aproximadamente, se ha bombeado un total de 117 hm³, lo que supone una explotación media de 2,3 hm³/año. Para el periodo 2000/01 a 2004/05, el bombeo medio resulta ser de 2,2 hm³/año. Teniendo en cuenta los porcentajes de reparto especificados en el estudio IGME-DPA (2000), el caudal destinado a riego es de 0,9 hm³/año (para la Comunidad de Regantes de Salinas 29,4%; Aguas de Novelda 12,7%) y 1,3 hm³/año para abastecimiento (Ayuntamientos de Salinas 7,7%; Monóvar 43,6%; Elda 6,5%).

La S.A.T. Nº 3481 "Aguas de Pinoso" (6.330 ha) incluye 4 sondeos, 3 de ellos activos actualmente. El volumen total bombeado desde la puesta en funcionamiento de estos sondeos, aproximadamente en el año 1979, se ha estimado en 78 hm³ con una media de 2,8 hm³/año y una tasa actual de 2,9 hm³/año.

En el abastecimiento a la población de Pinoso han intervenido 4 sondeos, 3 de ellos activos actualmente, con un volumen total bombeado desde el año 1967 de 36 hm³, con una media de 0,9 hm³/año y un valor actual de 1,3 hm³/año.

El abastecimiento a la pedanía yeclana de Raspay se realiza a partir de un solo sondeo con un volumen total extraído de 3 hm³ desde 1985, lo que supone una tasa de 0,1 hm³/año que se ha mantenido aproximadamente constante. Desde el año 1994 este sondeo está seco y el agua de abastecimiento parece proceder de la SAT nº 3481 “Aguas de Pinoso” a través de los sondeos de Casa Castellanos.

La SAT nº 3505 “Santa Bárbara” (1.500 ha) dispone de un solo sondeo que entró en funcionamiento en el año 2005 con una tasa de bombeo de 1 hm³/año destinadas al riego.

Desde la perspectiva histórica, los principales consumidores de agua de la MAS son la Batería nº8 (24%), el abastecimiento a Elda (22%), la Comunidad General de Usuarios del Alto Vinalopó (20%), la Comunidad de Regantes de la Hoya del Mollidar (14%), la SAT Aguas de Pinoso (13%), el abastecimiento a Pinoso (6%), Abastecimiento a Raspay (0,5%) y la SAT Santa Bárbara (0,3%). En la actualidad, el porcentaje de explotación respecto al total bombeado se ha incrementado proporcionalmente en la Batería nº8 (31%) y SAT Aguas de Pinoso (17%), se mantiene el Abastecimiento a Elda (23%) y ha descendido en la Batería nº3 (13%) y Hoya del Mollidar (7%).

En resumen, a nivel de la MAS Serral-Salinas, el bombeo medio actual es de 17,6 hm³/año de los que el regadío consume 10,2 hm³/año (58%) y el uso de abastecimiento urbano asciende a unos 7,4 hm³/año (42%) que incluye algunas industrias conectadas a las redes de suministro urbano.

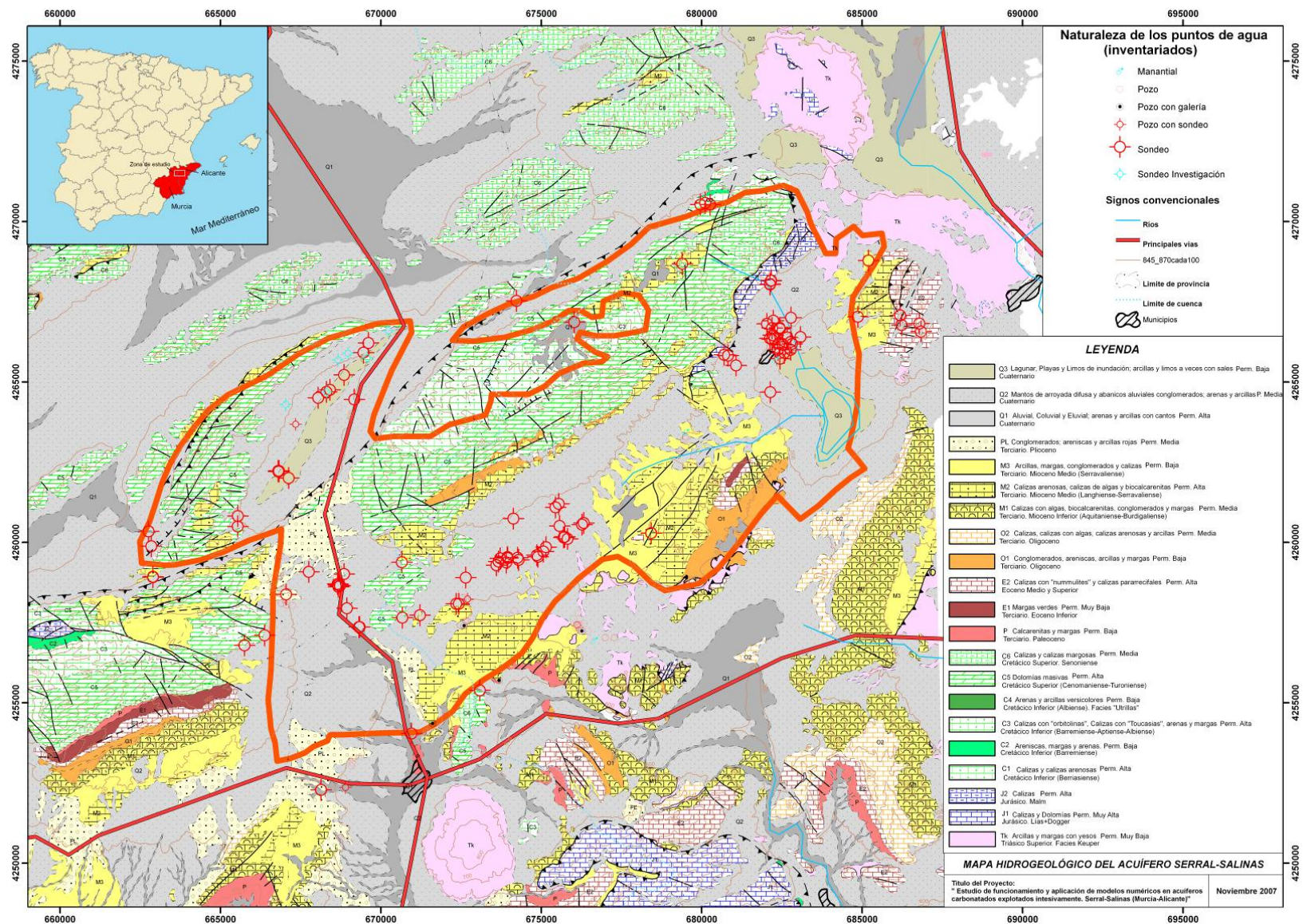


Figura 6.1. Mapa hidrogeológico de leyenda única e inventario de puntos de agua de la MAS Serral-Salinas

Tabla 6.1. Principales puntos de inventario y captaciones relacionadas agrupadas

Codigo	Nombre	X	Y	Z	Estado	Naturaleza	Prof_Obra_m	Cuenca_hidrografica	Tramo_acuifero_o_captado	Provincia	Termino_municipal	Captaciones_relacionadas
273360030	SAN ISIDRO-2 (POZO NORTE O N°3)	668308	4264687	580	Activo	Sondeo	500	Segura	C3	Murcia	Yecla	2-Regadíos Hoya del Mollidar
273380003	LA MINA	682432	4266685	518.982	Activo	Sondeo	408	Júcar	J	Alicante	Salinas	4-Abastecimiento y riego Alto Vinalopó
273380004	IRYDA BOQUERA (BOQUERÓN-II)	682160	4268154	566	Activo	Sondeo		Júcar	J	Alicante	Salinas	4-Abastecimiento y riego Alto Vinalopó
273380027	IRYDA BOQUERA (BOQUERÓN I)	682135	4268052	566	Activo	Sondeo		Júcar	J	Alicante	Salinas	4-Abastecimiento y riego Alto Vinalopó
273380038	SONDEO N°6	682413	4266194	486	Activo	Sondeo		Júcar	M2	Alicante	Salinas	3-Abastecimiento Eida
273380049	SONDEO ESPERANZA	682191	4266331	492	Activo	Sondeo		Júcar	J	Alicante	Salinas	3-Abastecimiento Eida
273380050	EL PINAR	682198	4266678	505	Activo	Sondeo	730	Júcar	J	Alicante	Salinas	4-Abastecimiento y riego Alto Vinalopó
273380055	SONDEO GARRINCHO	682815	4266182	483	Activo	Sondeo	730	Júcar	J	Alicante	Salinas	3-Abastecimiento Eida
273410004	FINCA EL RINCÓN	665546	4260817	617	Activo	Sondeo		Segura		Murcia	Yecla	Sondeos Finca El Rincón
273420002	CASAS DE CASTELLANO (N°1)	668675	4258666	641.24	Activo	Sondeo	300	Segura	C5	Murcia	Yecla	5-S.A.T. N° 3481 "Aguas de Pinoso"
273420021	CASA VALDÉS (N°1)	666822	4262228	568	Activo	Sondeo	300	Segura	C3	Murcia	Yecla	2-Regadíos Hoya del Mollidar
273420038	LEL N°1	671223	4257726	618	Activo	Sondeo	655	Júcar	C5	Alicante	Pinoso	6-Abastecimiento Pinoso
273420039	CASAS DE CASTELLANO (N°2)	668733	4258645	638	Activo	Sondeo	300	Segura	C5	Murcia	Yecla	5-S.A.T. N° 3481 "Aguas de Pinoso"
273420040	CASAS DE CASTELLANO (N°3)	668657	4258700	638	Abandonado	Sondeo	300	Segura	C5	Murcia	Yecla	5-S.A.T. N° 3481 "Aguas de Pinoso"
273420041	CASA VALDÉS (N°4)	666813	4262204	567.42	Activo	Sondeo	300	Segura	C3	Murcia	Yecla	2-Regadíos Hoya del Mollidar
273420043	RASPAY IV	668949	4257944	635	Activo	Sondeo	300	Segura	C5	Alicante	Pinoso	6-Abastecimiento Pinoso
273420044	PAREDÓN II	669323	4257357	632	Activo	Sondeo	303	Segura	C5	Alicante	Pinoso	6-Abastecimiento Pinoso
273420052	SONDEO JOAQUÍN	667759	4259078	653	Abandonado	Sondeo	379	Segura	C5	Murcia	Yecla	7-Abastecimiento Raspay (Yecla)
273430001	HERRADA	673954	4259539	635.15	Abandonado	Sondeo	530	Júcar	C5	Alicante	Pinoso	1-Batería n°8. Abastecimiento y riego
273430093	DON CIRO II-D	675735	4260169	638.59	Activo	Sondeo	699	Júcar	C5	Alicante	Pinoso	1-Batería n°8. Abastecimiento y riego
273430095	CORRALÓ	673955	4259507	635.29	Activo	Sondeo	562	Júcar	C5	Alicante	Pinoso	1-Batería n°8. Abastecimiento y riego
273430099	TÓSCAR 2	675449	4261088	676.77	Activo	Sondeo	633	Júcar	C5	Alicante	Pinoso	1-Batería n°8. Abastecimiento y riego
273420056	CASAS DE CASTELLANO (SUSTITUCION N°3)	668681	4258614	638	Activo	Sondeo	300	Segura	C5	Murcia	Yecla	5-S.A.T. N° 3481 "Aguas de Pinoso"
273380056	POZO REGINA	682274	4266343	495	Activo	Sondeo	600	Júcar		Alicante	Salinas	3-Abastecimiento Eida
273380057	LA MINA (SUSTITUCIÓN)	682441	4266654	499	En ejecución	Sondeo		Júcar		Alicante	Salinas	4-Abastecimiento y riego Alto Vinalopó
273420057	SANTA BÁRBARA (CABECICOS)	670677	4257650	625	Activo	Sondeo	378	Júcar	C5	Alicante	Pinoso	8-S.A.T. N° 3505 "Santa Bárbara"
273430108	HERRADA-NUEVO	673943	4259527	635	En ejecución	Sondeo	580	Júcar		Alicante	Pinoso	1-Batería n°8. Abastecimiento y riego
273380058	SONDEO MARTÍN	684874	4267028	555	En ejecución	Sondeo		Júcar		Alicante	Salinas	Independiente
273380059	FUENTE DE SALINAS	682315	4265681	475	No existe	Manantial		Júcar		Alicante	Salinas	

Tabla 6.2. Captaciones de agua subterránea de la MAS Serral-Salinas en las que se efectuado la reconstrucción de la explotación por bombeo

Grupo	Codigo	Nombre	X	Y	Z	Prof_Obra (m)	Sector captado	Periodo 1956/57-2005/06			Situación actual				
								Total bombeado (hm3)	Media (hm3/año)	Porcentaje	Media (hm3/año)	Porcentaje	Uso riego	Uso abastecimiento	
(1) Bateria nº8. Abastecimiento y riego	273420023	LEL-1	672433	4258081	619.7	655	Cretácico Superior	138	3.6	24%	5.2	31%	4.3	0.9	
	273430001	HERRADA	673954	4259539	635.2	530									
	273430085	DON CIRO I	675823	4260105	641.0	723									
	273430086	DON CIRO II	675576	4260507	640.7	660									
	273430093	DON CIRO II-D	675735	4260189	638.6	699									
	273430095	CORRALÓ	673955	4259507	635.3	562									
	273430096	DON CIRO III	676328	4260601	625.0	708									
	273430099	TÓSCAR 2	675449	4261088	676.8	633									
(2) Regadíos Hoya del Mollidar	273360002	POZO Nº 1 O POZO SUR (CASA SELVA)	668050	4264500	578.3	112	Cretácico Superior	79	1.8	14%	1.1	7%	1.1	0.0	
	273360003	HOYA MOÑIGAL (CASA SERAFIN)	669175	4264450	600.0	150									
	273360026	CASA EL QUINCALLERO	669619	4266212	614.0	117									
	273360027	BARRANCO DEL ALMENDRO, CASA DE LOS QUINCALLEROS	669466	4265913	600.0	100									
	273360030	SAN ISIDRO-2 (POZO NORTE O Nº3)	668308	4264687	580.0	500									
	273360032	POZO SAN CAYETANO O POZO CENTRO	667346	4263679	580.0	200									
	273420020	CASA VALDÉS (Nº5)	666807	4262224	568.0										
	273420021	CASA VALDÉS (Nº1)	666822	4262228	568.0	300									
	273420026	CASA VALDÉS (Nº2)	666831	4262226	568.0	940									
	273420027	CASA VALDÉS (Nº3)	666827	4262215	568.0	299									
273420041	CASA VALDÉS (Nº4)	666813	4262204	567.4	300										
(3) Abastecimiento Elda	273380035	POZO GARRINCHO	682781	4266251	485.0	119	Mioceno de Salinas	126	3	22%	3.9	23%	0.0	3.9	
	273380036	POZO BEGOÑA	682530	4266154	490.0	117									
	273380037	POZO PILARICA	682280	4266156	492.0	148									
	273380038	Nº 6	682413	4266194	486.0		Jurásico								
	273380049	ESPERANZA	682191	4266331	492.0										
	273380055	GARRINCHO	682815	4266182	483.0	730									
(4) Abastecimiento y riego Alto Vinalopó	273380003	LA MINA	682432	4266685	519.0	408	Jurásico	117	2.3	20%	2.2	13%	0.9	1.3	
	273380004	BOQUERON II	682160	4268154	566.0										
	273380025	IRYDA BOQUERA (BOQUERÓN-III)	682134	4268038	565.9	408									
	273380027	BOQUERON I	682135	4268052	566.0										
	273380030	CASA DEL ESCOLANO	682035	4266808	520.0	484									
	273380033	LA FLORIDA	682665	4266386	494.0										Mioceno de Salinas
	273380039	LAS NORIAS	682378	4266005	488.0	170									
	273380045	POZO LA VIRGEN	682140	4264681	497.0	150									Pliocuaternario de Salinas
	273380048	BOQUERON I-D	682166	4268160	566.5	408									Jurásico
	273380050	EL PINAR	682198	4266678	505.0	730									
(5) S.A.T. Nº 3481 "Aguas de Pinoso"	273420002	CASAS DE CASTELLANO Nº1	668675	4258666	641.2	300	Cretácico Superior	78	2.8	13%	2.9	17%	2.9	0.0	
	273420039	CASAS DE CASTELLANO Nº2	668733	4258645	638.0	300									
	273420040	CASAS DE CASTELLANO Nº3	668657	4258700	638.0	300									
	273420056	CASAS DE CASTELLANO (SUSTITUCION Nº3)	668681	4258614	638.0	300									
(6) Abastecimiento Pinoso	273420019	EL PAREDÓN	669345	4257357	627.0	150	Cretácico Superior	36	0.9	6%	1.3	7%	0.0	1.3	
	273420038	LEL-1	671223	4257726	618.0	655									
	273420043	RASPAY 4	668949	4257944	635.0	300									
	273420044	PAREDON II	669323	4257357	632.0	303									
(7) Abastecimiento Raspay (Yecla)	273420052	SONDEO JOAQUÍN	667759	4259078	653.0	379	Cretácico Superior	3	0.1	0%	0.1	1%	0.0	0.1	
(8) S.A.T. Nº 3505 "Santa Bárbara"	273420057	SANTA BÁRBARA (CABECICOS)	670677	4257650	625.0	378	Cretácico Superior	2	1.0	0%	1.0	6%	1.0	0.0	
Totales								577	15.6		17.6		10.2	7.4	

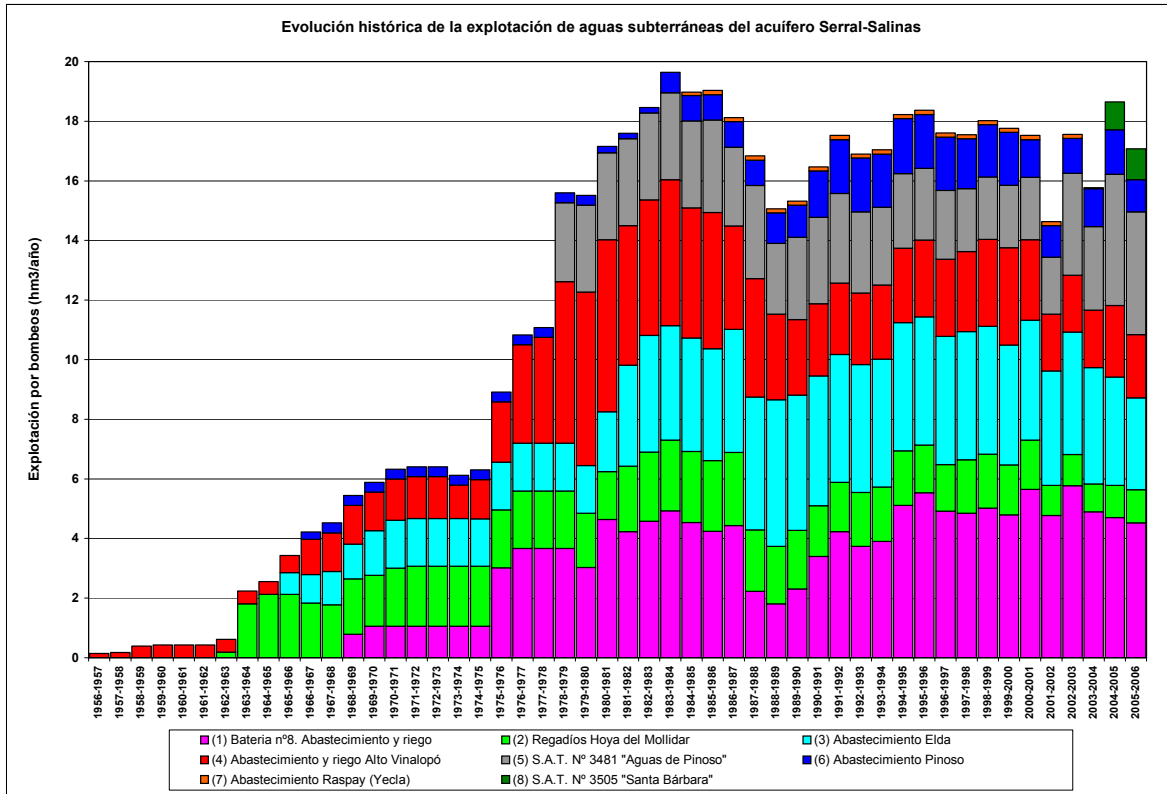


Figura 6.2. Evolución histórica de la explotación de agua subterránea de la MAS Serral-Salinas

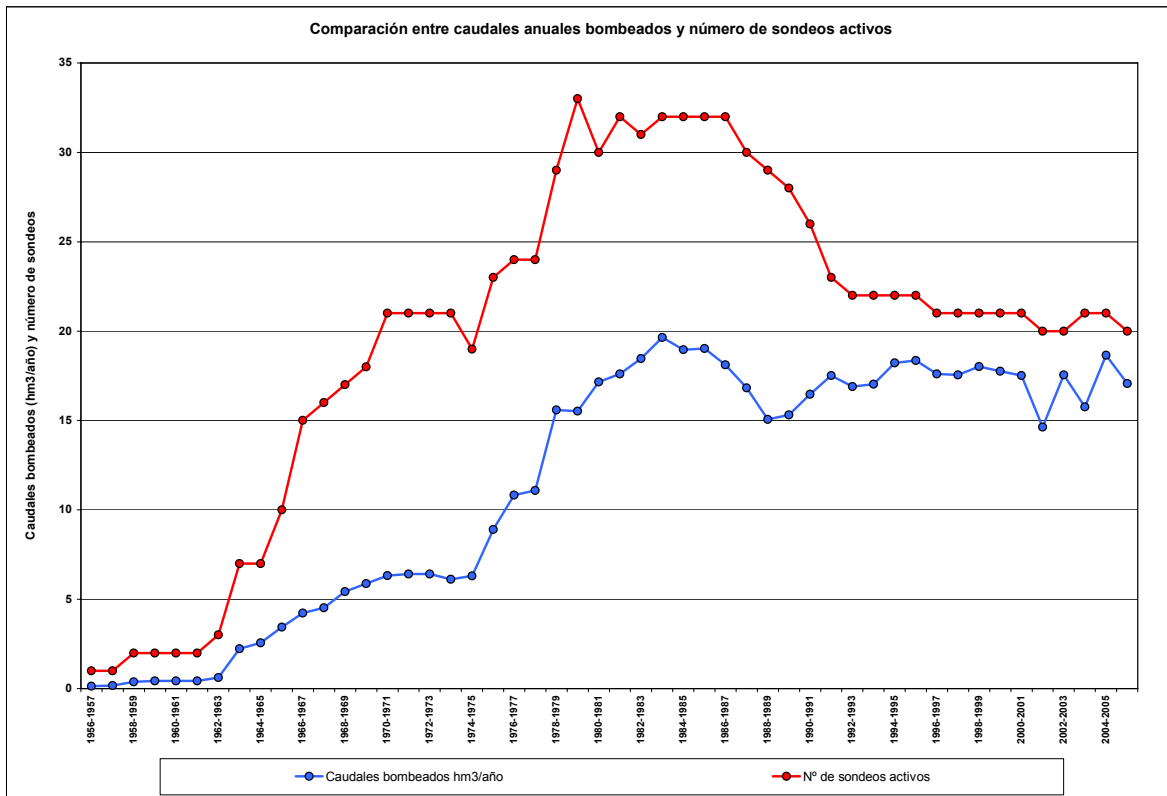


Figura 6.3. Comparación entre caudales anuales bombeados y número de sondeos activos de la MAS Serral-Salinas

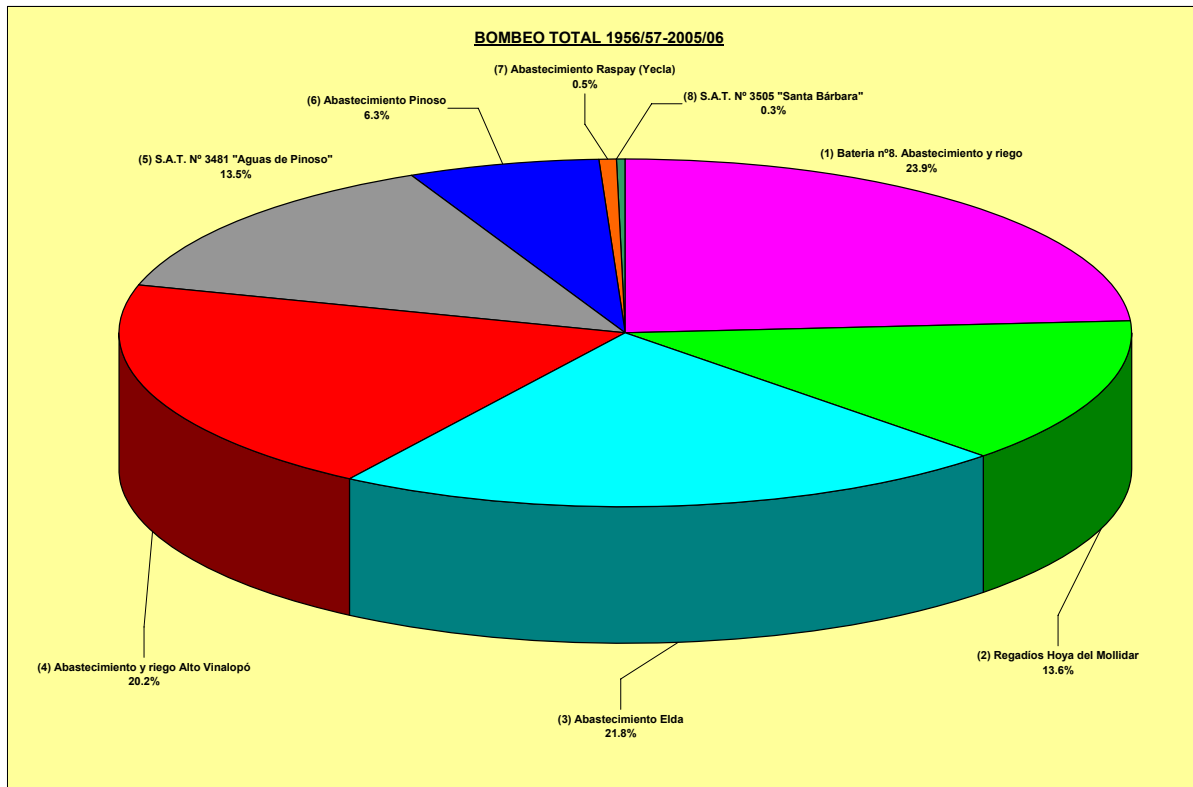


Figura 6.4. Bombeo histórico total de la MAS Serral-Salinas

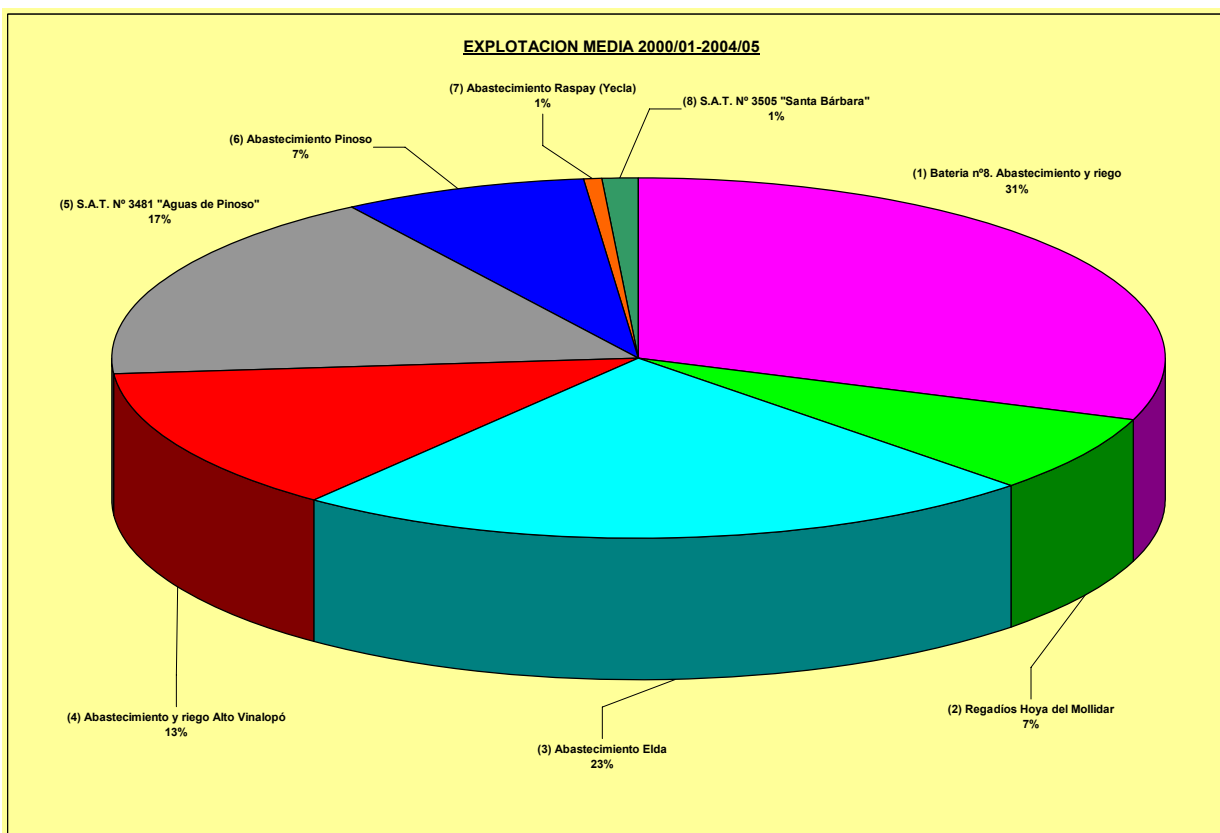


Figura 6.5. Explotación por bombeo media del periodo 2000/2001 – 2004/2005

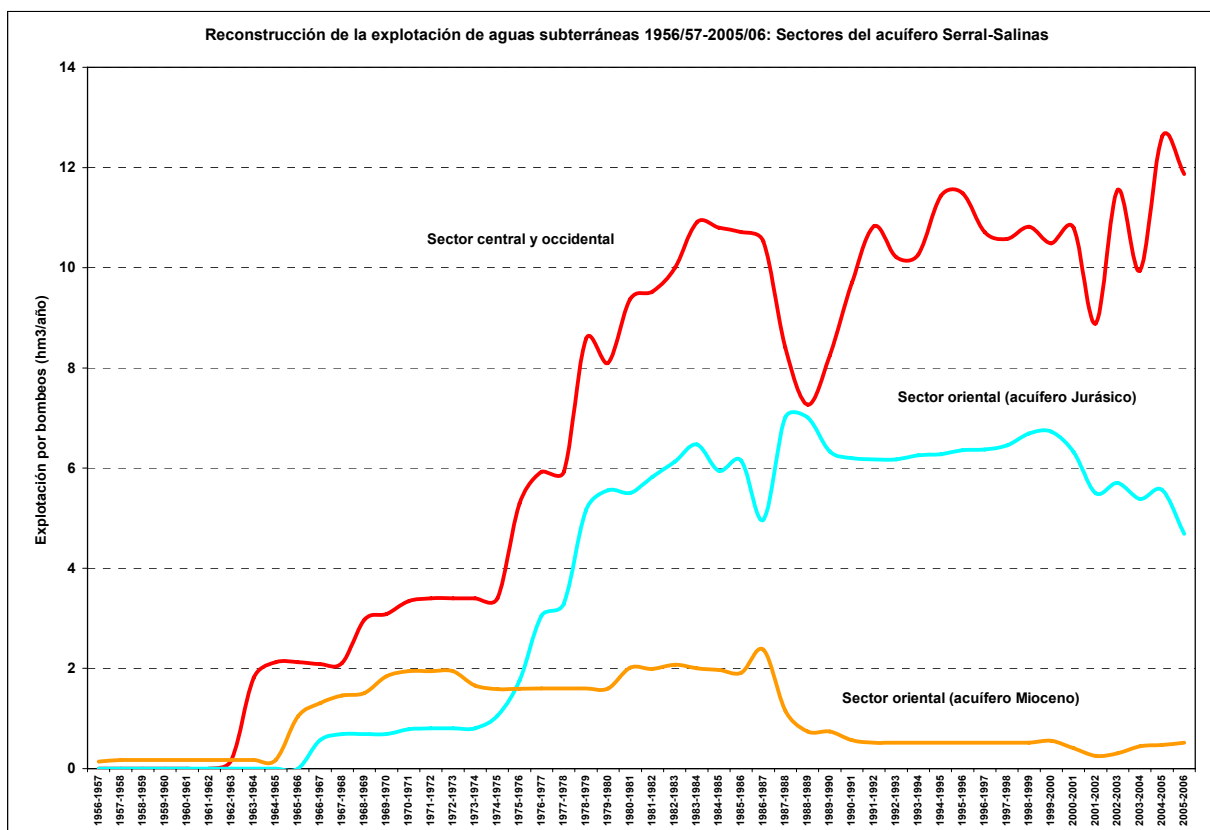


Figura 6.6. Reconstrucción de la explotación de aguas subterráneas en los diferentes sectores de la MAS Serral-Salinas Periodo 1956/57-2005/06

En la MAS Ascoy-Sopalmo, debido a la gran cantidad de puntos de agua existentes, se ha efectuado una revisión selectiva en la que se han actualizado las características de aquellos puntos de los que se tenían referencias previas de su interés desde el punto de vista hidrogeológico y/o por tratarse de captaciones que explotan volúmenes de agua significativos. En la tabla 6.3 y figura 6.7, vienen recogidos los puntos de agua de la MAS Ascoy-Sopalmo, que han sido usados en esta investigación, y se ha indicado aquellos en los que se ha tomado muestra para analizar.

Se han realizado dos campañas de campo, en las que se han recorrido todos los puntos de agua inventariados hasta el momento (Figura 6.7) y en la que se han recogido los puntos nuevos existentes. Además, se ha hecho un reconocimiento de muchos sondeos, aunque estuvieran abandonados, y se ha hecho un esfuerzo por identificar todos los sondeos activos que bombean en la actualidad. Asimismo, se han identificado todas las entidades con concesiones de agua subterránea en la MAS Ascoy-Sopalmo y se ha hecho la asignación de cuántos y cuáles sondeos pertenecen a cada entidad.

Desde el año 1976, en el que se realizó el primer estudio hidrogeológico del sistema, se ha observado una explotación por bombeo muy superior a la recarga. No hay mucha bibliografía que detalle con claridad las entidades de riego que han existido en esta MAS, sus sondeos asociados y por lo tanto, que hayan dado unos valores demasiado precisos y detallados de la explotación por bombeo. Por ello, se ha hecho el esfuerzo en este trabajo, en primer lugar, de realizar una identificación exhaustiva de todos los grupos de usuarios que explotan la MAS y posteriormente identificar los sondeos activos existentes en la actualidad y conocer a quien pertenece. En la tabla 6.4 aparecen recogidas todas las entidades que explotan en la actualidad

la MAS Ascoy-Sopalmo, así como sus sondeos asociados y un caudal estimado anual, dato procedente de diversas fuentes (bibliografía, datos de campo.. etc). En la tabla 6.5 se muestran algunos datos de explotación histórica.

En los años 60 no existían apenas explotaciones y por lo tanto el acuífero funcionaba en régimen natural, (IGME, 1990a). Las salidas naturales se producían por los manantiales de la Fuente del Ojo y de Zaraiche El Mayor, cuyas aguas se utilizaban en los regadíos tradicionales. El caudal de descarga de estos manantiales era de unos 2 hm³/año. No obstante, en esta investigación se ha constatado que existían otras salidas naturales del acuífero, que, en general, no son contempladas en la bibliografía. Estas salidas son la “Fuente del Peral” y la “Fuente de Ascoy”, en este último caso también de forma difusa. Este hecho podría justificar valores de recarga más elevados de los que se creen hasta la actualidad y que están evaluados en 2 hm³/año según Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura.

A partir de 1971, comienza la explotación a gran escala del agua subterránea del sistema, (IGME, 1990a). Dicha explotación inicial que se estimó en unos 20 hm³/año, fue en aumento gradual, ya que en 1976 se estimó la explotación en 37 hm³/año, repartida en 45 sondeos. La expansión de los regadíos era continua, lo que se traducía en una mayor explotación. Es en estos años cuando se comienza a apreciar los primeros efectos de la explotación en la bajada de niveles piezométricos. Según la Dirección Regional de Recursos Hidráulicos, en 1985 la explotación era de 55 hm³/año, sin que se apreciara una tendencia a la baja a pesar del aumento de los costes de extracción debido a la profundidad creciente de los niveles de agua (Tabla 6.5).

De acuerdo con los datos obtenidos en la presente investigación se estima que la explotación por bombeo actual debe estar comprendida entre los 50 y 55 hm³/año

Tabla 6.3. Usuarios de agua subterránea de la MAS“Ascoy-Sopalmo” y sus sondeos asociados

ENTIDAD DE RIEGO	SONDEOS ASOCIADOS Y ACTIVOS (AÑO 2007)
C.R POZOS LOS DONES	Casa de los Conejos-Pozo Don Rafael
	Casa de los Conejos-Pozo Don Pablo
	Casa de los Conejos-Pozo Don Miguel
	Casa de los Conejos-Complejo de Los Dones
	Barranco los Lobos Pozo N°1 Fundador
	Barranco los Lobos
C.R ASCOY-BENIS-CARRASQUILLA	Sauce II
	Pozo Chopo
	Pozo Galicia
C.B. POZO LÁZARO	Lázaro I
C.R ALBARES-LA SERRANA	Canuto I
	Canuto II
C.R CASABLANCA	Pozo 1
	Pozo 2
C.R RIEGOS Y SERVICIOS “EL ALJUNZAREJO”	Santa Marta (Muestreado)
	Pozo Cobo I-El Salvador
	Pozo Asunción I (Muestreado)
	Pozo Asunción II (Muestreado)
C.R ROMÁN	Pozo Nostrum III (Cod. IGME desc) (Muestreado)
C.R FORTUNA	Solana de Sopalmo-Pozo Mallorca
	Solana de Sopalmo-Pozo Formentera (Muestreado)
	Pozo Maon
C.R POZOS MENORCA E IBIZA	Solana de Sopalmo-Pozo Menorca
	Solana de Sopalmo-Pozo Ibiza
C. R “FINCA EL HORNILLO”	Finca El Hornillo-Pozo Los Caninos
	La Hoya De La Muela-Sondeo N° 1
C.R POZO ROMERAL	Pozo Romeral (Cod. IGME desc)
S.A.T N° 2049 “SANTO CRISTO DE LA COLUMNA”	Casa De Los Conejos-Pozo Don José (Muestreado)
	Pozo Sto. Cristo de la Columna (Muestreado)
C.R FUENTE DEL PERAL	Fuente Del Peral (Muestreado)
BODEGA VIÑA ELENA	Bodega Viña Elena (Cod. IGME desc) (Muestreado)
S.A.T “EL BOQUERÓN”	Pozo Nuevo
	Pozo Pedro Panza n° 1 (Cod. IGME desc)
	Pozo Pedro Panza n° 2 (Cod. IGME desc)
S.A.T BLANCASOL	Pozo Blancasol

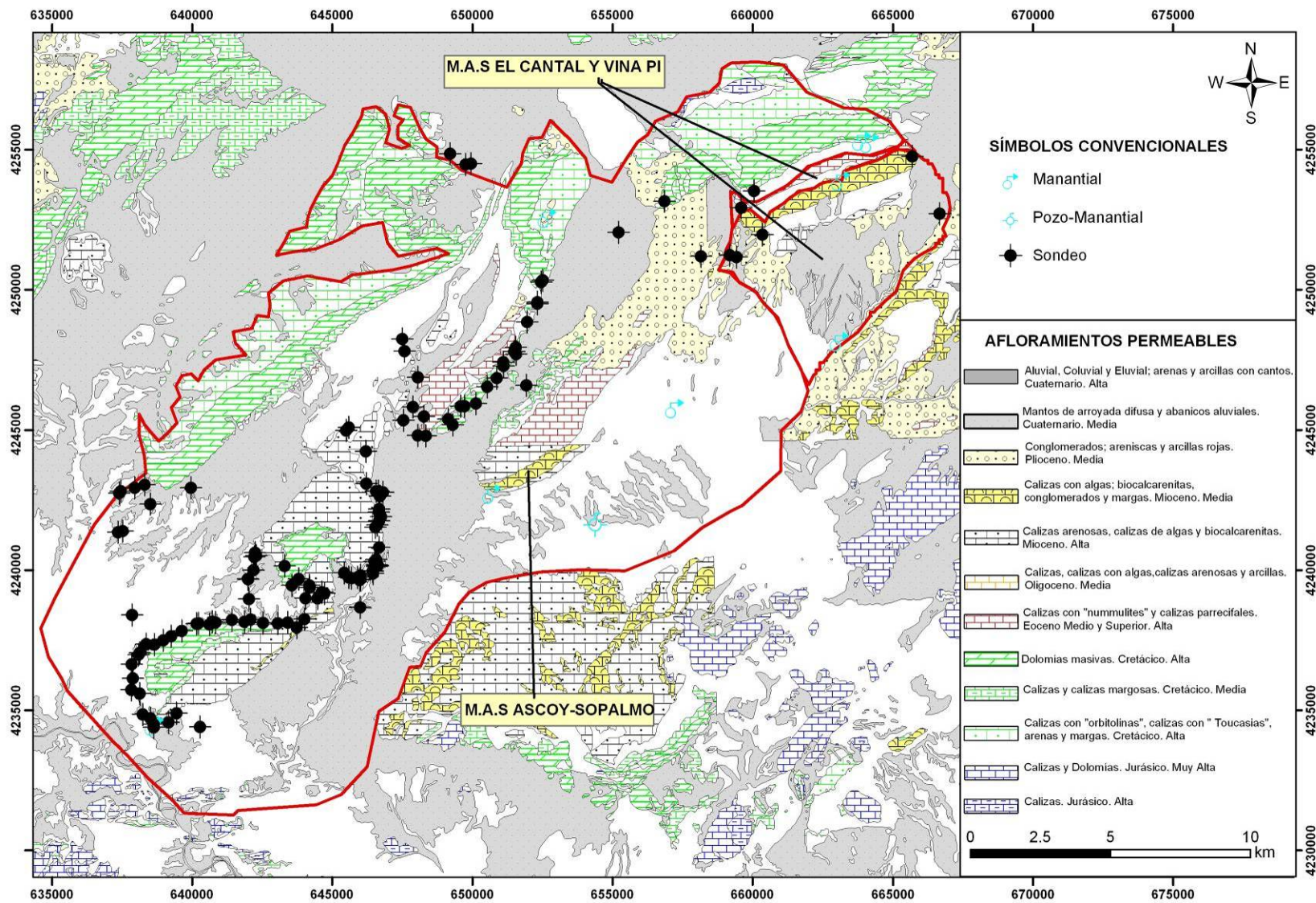


Figura 6.7. Mapa hidrogeológico de leyenda única e inventario de puntos de las MAS Ascoy-Sopalmo, y El Cantal y Viña Pí

Tabla 6.4. Explotación actual estimada de la MAS Ascoy-Sopalmo para el año 2006

ENTIDAD DE RIEGO	SONDEOS ASOCIADOS Y ACTIVOS	EXPLOTACIÓN ANUAL año 2006 (hm ³)
C.R POZOS LOS DONES	Casa de los Conejos-Pozo Don Rafael	11.03
	Casa de los Conejos-Pozo Don Pablo	
	Casa de los Conejos-Pozo Don Miguel	
	Casa de los Conejos-Complejo de Los Dones	
	Barranco los Lobos Pozo N°1 Fundador	
	Barranco los Lobos	
C.R ASCOY-BENIS-CARRASQUILLA	Sauce II	7.74
	Pozo Chopo	
	Pozo Galicia	
C.B. POZO LÁZARO	Lázaro I	1.04
C.R ALBARES-LA SERRANA	Canuto I	5.72
	Canuto II	
C.R CASABLANCA	Pozo (Pendiente de identificación)	7.20
	Pozo (Pendiente de identificación)	
C.R RIEGOS Y SERVICIOS "EL ALJUNZAREJO"	Santa Marta	1.36
	Pozo Cobo I-El Salvador	
	Pozo Asunción I	
	Pozo Asunción II	
C.R ROMÁN	Pozo Nostrum III (Cod. IGME desc)	2.00
C.R FORTUNA	Solana de Sopalmo-Pozo Mallorca	3.00
	Solana de Sopalmo-Pozo Formentera	
	Pozo (Pendiente de identificación)	
C.R POZOS MENORCA E IBIZA	Solana de Sopalmo-Pozo Menoría	4.82
	Solana de Sopalmo-Pozo Ibiza	
C. R "FINCA EL HORNILLO"	Finca El Hornillo-Pozo Los Caninos	1.00
	La Hoya De La Muela-Sondeo N° 1	
C.R POZO ROMERAL	Pozo Romeral (Cod. IGME desc)	1.00
S.A.T N° 2049 "SANTO CRISTO DE LA COLUMNA"	Casa De Los Conejos-Pozo Don José	1.10
	Pozo (Pendiente de identificación)	
C.R FUENTE DEL PERAL	Fuente Del Peral	1.46
BODEGA VIÑA ELENA	Bodega Viña Elena (Cod. IGME desc)	
S.A.T "EL BOQUERÓN"	Pozo Nuevo (sin nombre aun)	2.40
	Pozo Pedro Panza n° 1 (Cod. IGME desc)	
	Pozo Pedro Panza n° 2 (Cod. IGME desc)	
S.A.T BLANCASOL	Pozo Blancasol	2.00
TOTAL (hm³/año)	35	52.00

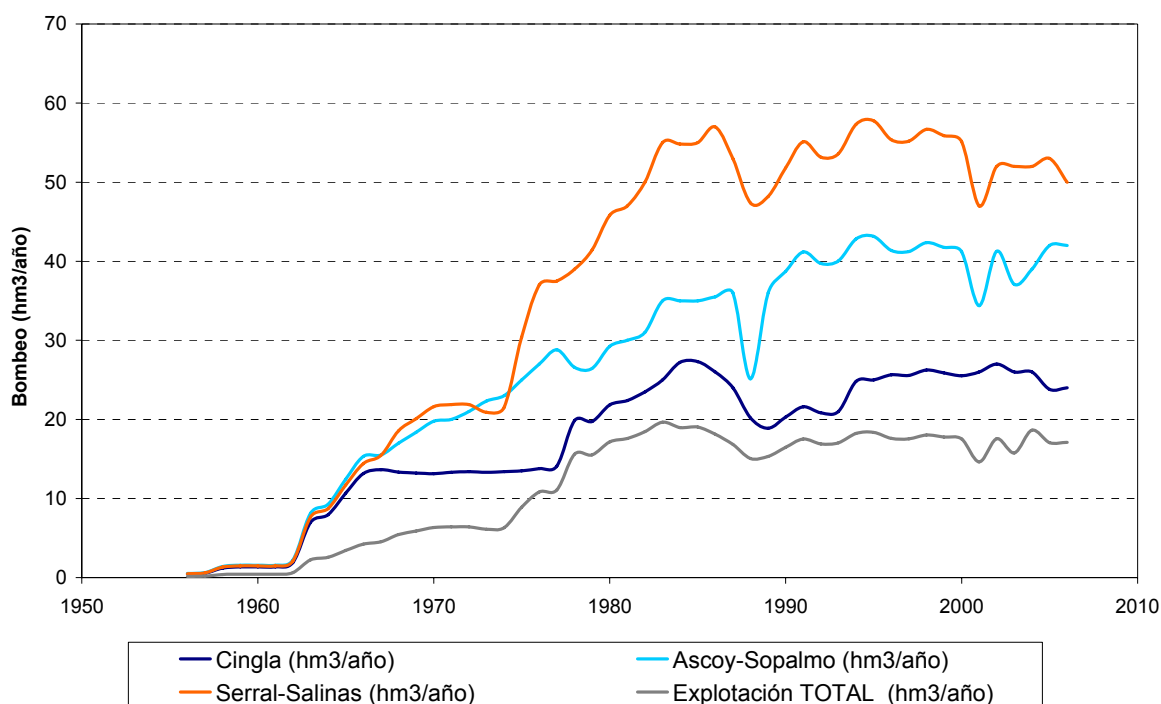
Tabla 6.5. Evolución de la explotación en la MAS Ascoy-Sopalmo

Año	Explotación (hm³)
1976	37
1978	39
1981	47
1985	55
2006	50

Respecto a las MASs de **Jumilla-Villena y Cingla**, el análisis de los puntos de agua y explotación por bombeo se ha basado fundamentalmente en información bibliográfica de estudios recientes. Para la MAS Cingla se estima una explotación actual de unos 30 hm³/año, y de unos 46 hm³/año para la MAS Jumilla-Villena.

Con toda la anterior información, se ha hecho un análisis comparativo de la evolución histórica de la explotación por bombeo de las masas de agua implicadas en el estudio (Figura 6.8). El inicio de la explotación a gran escala se inició en los comienzos de la década de los sesenta, la cual fue en aumento hasta finales de la década de los ochenta. A partir de esa fecha se estabilizó la tasa de explotación hasta la actualidad, en tasas muy próximas al máximo.

Este análisis histórico de la explotación por bombeo ha sido utilizado para calcular la variabilidad y la función de probabilidad para su inclusión en el SSD estocástico utilizado.

**Figura 6.8. Explotación por bombeo comparativa en las cuatro MASs del sistema hídrico**

6.1.3 Análisis piezométrico

A partir de la recopilación de la información piezométrica de las bases de datos del IGME, de la DPA, y del propio trabajo de campo, se ha tratado de mejorar el conocimiento sobre el funcionamiento de las diferentes MASs del estudio.

Para el caso de la MAS de **Serral-Salinas**, el análisis se ha efectuado para cada uno de los sectores identificados. En la zona de Salinas, los datos de nivel piezométrico corresponden a dos tramos acuíferos actualmente desconectados. El principal tramo pertenece al Jurásico (no Cretácico como se suponía anteriormente), con una piezometría prácticamente idéntica a una cota 175 m snm en la actualidad, que se ha medido tanto en los sondeos emboquillados en él (sondeos Boquera) como en otros del entorno de Salinas (son representativos La Mina, Esperanza, Garrincho, y el Regina realizado por DPA recientemente). El otro tramo acuífero es el Mioceno, donde los niveles piezométricos son muy superiores a los del Jurásico (a cota 405 m snm aprox.); un sondeo representativo de este tramo es el sondeo de la carretera Salinas a Sax nº6. La comunicación entre ambos tramos acuíferos se produce actualmente a través de los sondeos ranurados en dichos tramos, lo que produce mezcla de niveles. En régimen natural, se considera con que las salidas de los acuíferos Mioceno y Jurásico de la zona de Salinas, conectados a través del cuaternario, se producían por el manantial (Fuente de Salinas), del cual no había referencias en el inventario. Este manantial estuvo funcionando hasta aproximadamente 1961 con un caudal estable de unos 35-40 l/s.

En la zona centro-occidental se captan dos tramos acuíferos permeables, que se han denominado C3 (Cretácico inferior; captado en la Hoya del Mollidar) y C5 (Cretácico Superior; acuífero principal). Ambos tramos presentan niveles similares con cotas entre 510-530 en régimen natural y 340 m snm en 2006. La piezometría está fuertemente condicionada por la explotación por bombeo y la realización de un mapa de isopiezas fiable requiere de trabajos previos de nivelación topográfica de precisión y la toma de medidas en condiciones de no afección por bombeo. En la subzona de la Hoya del Mollidar se capta principalmente en C3 aunque también hay algún caso de puntos con niveles "anómalos", como por ejemplo el sondeo San Isidro que presenta un nivel estático actual a 466 m snm (muchos más alto que el anterior), y dinámico como en el resto de puntos de la zona, entre 340 y 350 m snm, que se podrían explicar como mezcla de tramos distintos.

En régimen natural, el salto entre Salinas y zona centro-occidental era superior a los 35 metros, dado que la fuente de Salinas estaba a unos 475 m snm y el nivel inicial en la otra zona referida se situaba entre 510-530 m snm. Dicho salto podría achacarse al gradiente hidráulico, sin embargo éste no se mantiene uniforme respecto a otras zonas del acuífero centro-occidental. Por otro lado, en esta zona no se han encontrado evidencias de manantiales y, si se descarta la conexión original con la Fuente de Salinas, todo apunta a que la salida se produciría por descarga lateral oculta hacia el Jumilla-Villena (entre las sierras del Serral y Salinas). En la actualidad queda descartada la comunicación hidráulica entre la zona de Salinas y la zona centro-occidental, a pesar de la continuidad de afloramientos permeables y la existencia de una divisoria de aguas subterráneas con flujos hacia el este y oeste grosso modo. El salto piezométrico actual entre Salinas y zona centro-occidental es de más de 165 metros.

En la figura 6.9 se muestran las isopiezas de distintas fechas. El adecuado trazado de isopiezas requiere de nivelación de precisión y condiciones estáticas en las medidas del nivel, lo cual no se cumple en algunas de las fechas con mapas de isopiezas anteriormente indicadas. Especialmente llamativo es el inadecuado trazado de las isopiezas de octubre-diciembre 1987,

donde el salto piezométrico respecto al sector de Salinas era más que evidente e implicaba una clara desconexión hidráulica. En la figura 6.10 se muestra la nueva resolución del trazado de isopiezas de noviembre de 1980, acorde al análisis expuesto, donde se puede observar la generación de un conoide de bombeo en el sector centro-oriental. Los datos actuales disponibles sólo permiten trazar unas isopiezas tentativas debido a que las medidas suelen estar afectadas por el bombeo y los puntos no están nivelados, por lo que será el modelo de flujo subterráneo el que debe proporcionar mapas más precisos (Figura 6.11). Resultará difícil encontrar una fecha del año con las captaciones paradas dada la existencia de abastecimientos urbanos y las continuas necesidades de agua para riego.

En la figura 6.12 se representa la evolución piezométrica en varios sondeos representativos de los distintos tramos acuíferos existentes. En el caso del tramo Mioceno los primeros datos son de principios de los años 70, donde ya existía un descenso total de unos 45 m; desde entonces los niveles se mantienen aproximadamente estables con un descenso total de unos 50 m. En los sectores central-occidental y oriental, el descenso total de niveles se cifra entre 130 y 290 m con valores medios anuales entre 3,7 y 7,4 m/año; desde hace más de 20 años tales descensos medios se han incrementado hasta 4,9 m/año y 10,2 m/año.

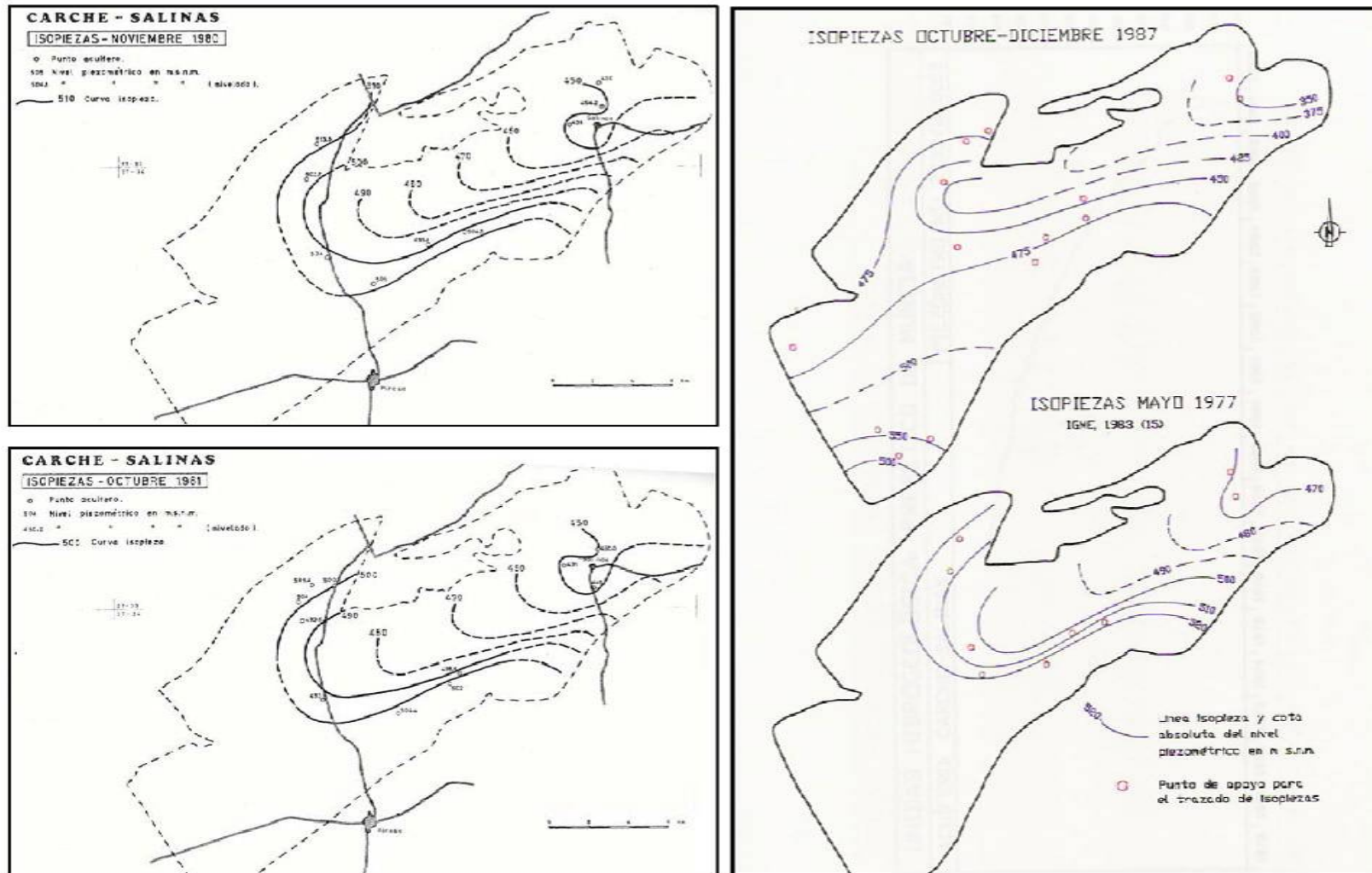


Figura 6.9. Mapas piezométricos de la MAS Serral-Salinas en distintas fechas. Según (IGME, 1982a)

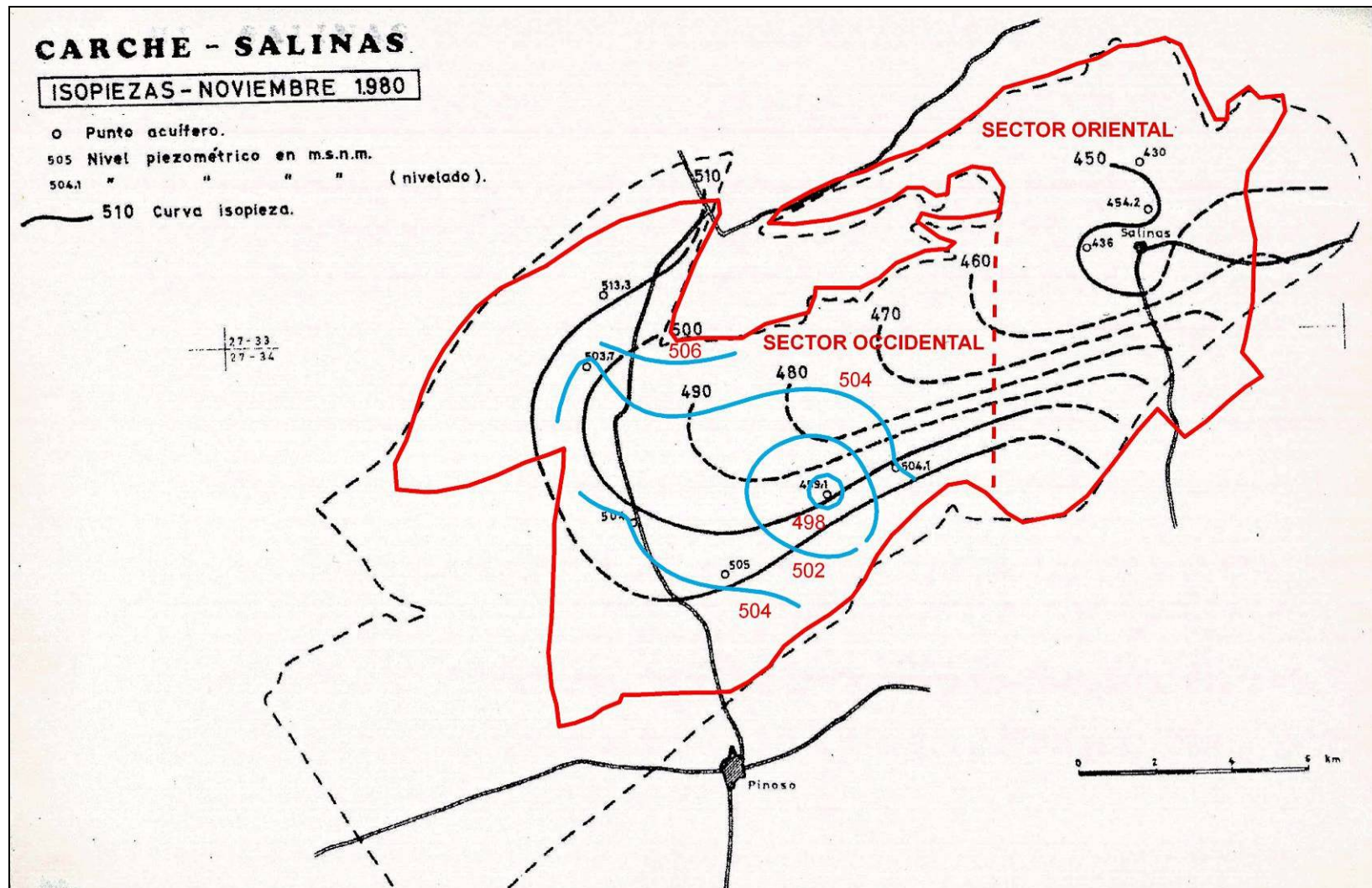


Figura 6.10. Isopiezas de noviembre de 1980 (en negro; según IGME 1982a) y propuesta de nuevo trazado (en azul) con indicación de límites y sectores (en rojo)

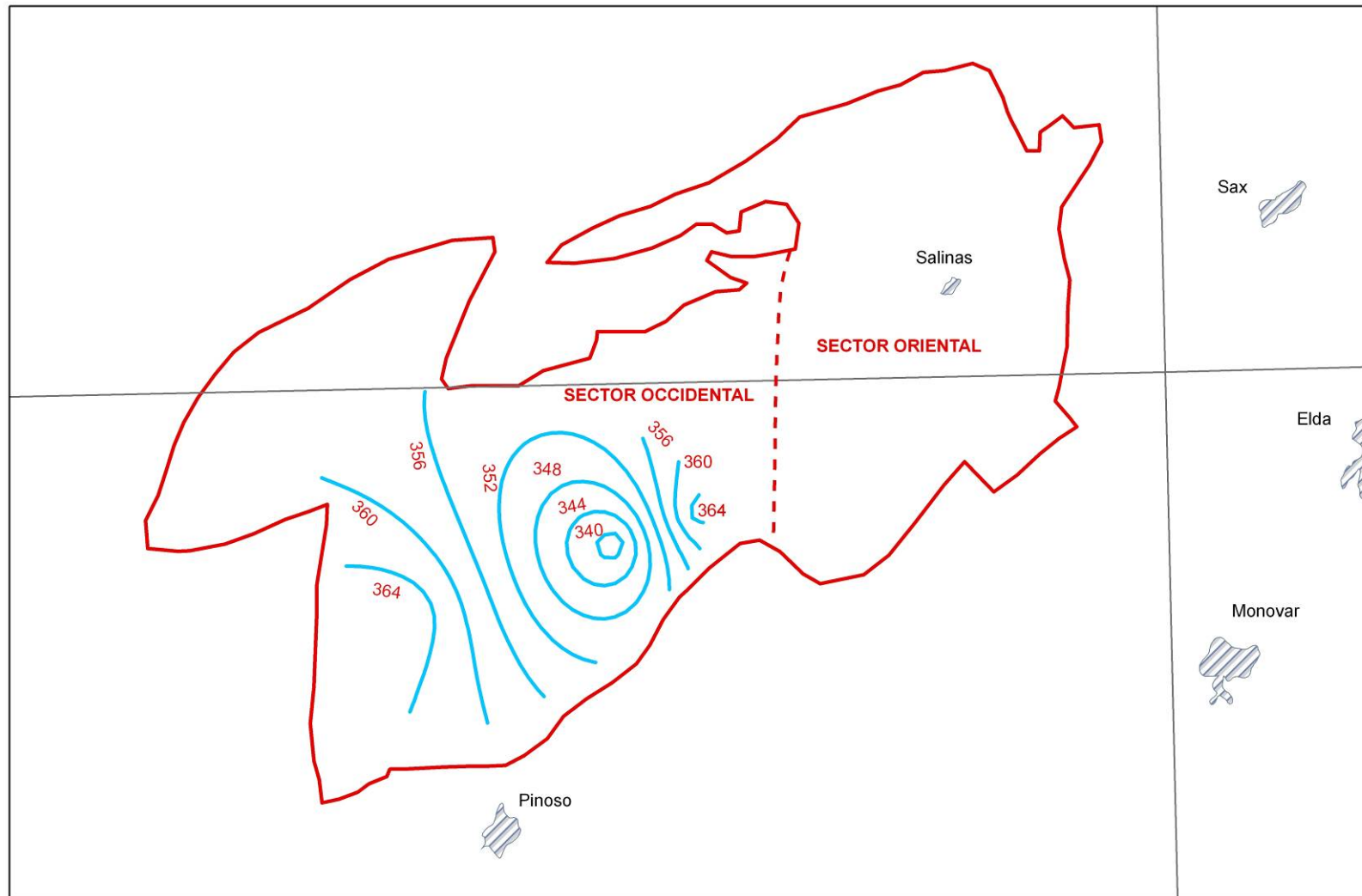


Figura 6.11. Isopiezas de octubre de 2006. Nota: en el sector oriental las escasas diferencias de nivel piezométrico y los propios errores de nivelación no permiten trazar isopiezas

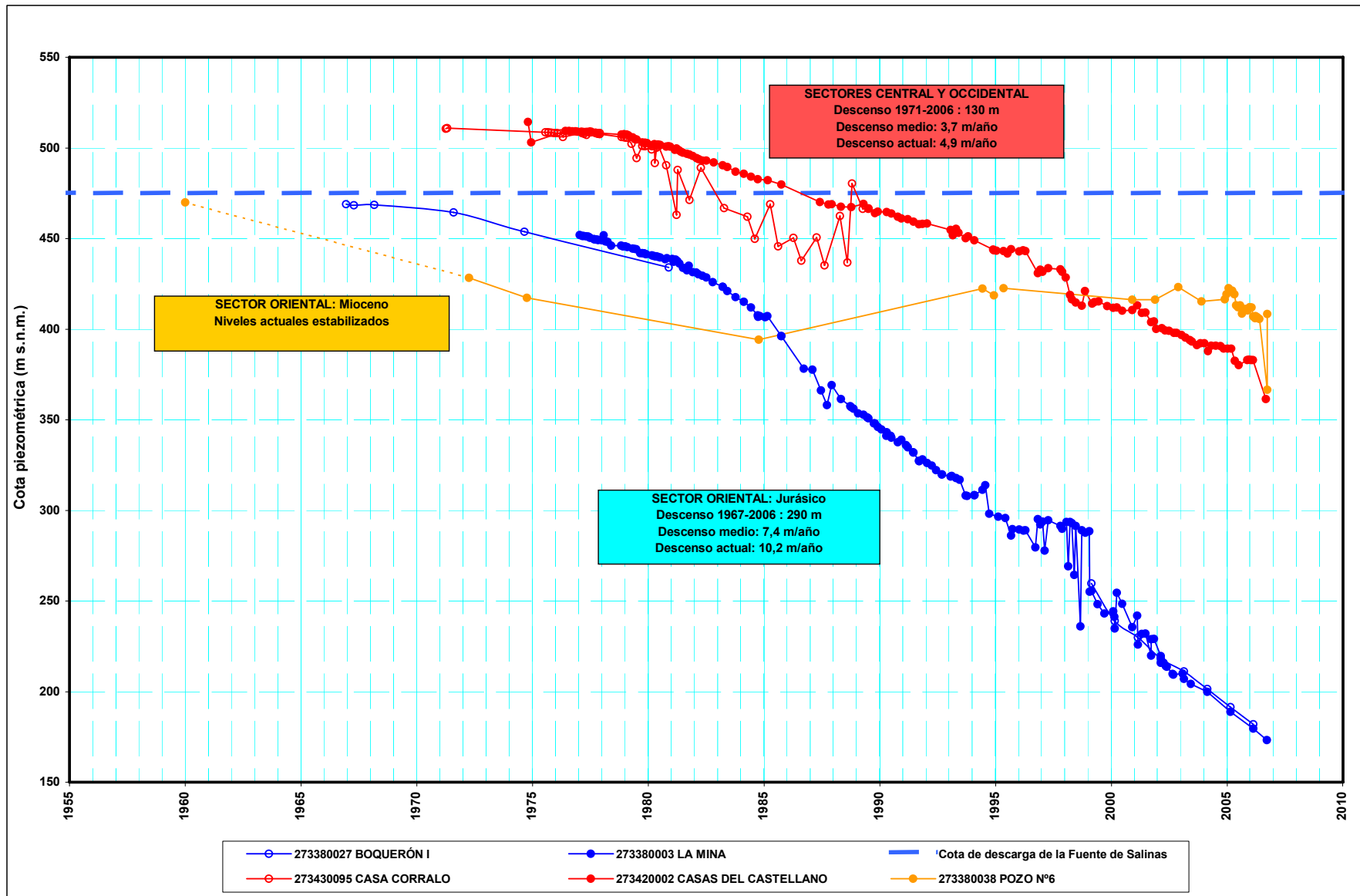


Figura 6.12. Evoluciones piezométricas representativas de la MAS Serral-Salinas

En el caso de la MAS **Ascoy-Sopalmo**, el análisis piezométrico se ha efectuado a partir de todos los puntos que han formado parte de la red de control tanto del IGME como, en la actualidad, de la Confederación Hidrográfica del Segura. En la tabla 6.6 se incluyen tales puntos para lo cuales se ha calculado los descensos medios con valores comprendidos entre 3,3 y 6,7 m/año. En la figura 6.13 se muestra la ubicación exacta de los piezómetros de control y se ha representado la evolución piezométrica de tres de ellos, ampliada en la figura 6.14. De algunos de los puntos de control piezométrico, se ha hecho un análisis de su evolución piezométrica para cada uno de ellos desde el comienzo de la explotación (1971).

Una de las evoluciones piezométricas en cuyo análisis se ha prestado un mayor interés ha sido en la del punto de agua 273460080 “Sondeo El Cantal” (Figura 6.15), perteneciente al acuífero del mismo nombre. Desde su puesta en explotación a finales de la década de los años 80 y su paralización posterior, este sondeo presenta una recuperación de niveles que lo diferencia del resto de acuíferos de la zona, con una estabilización actual aproximadamente a cota 485 m snm. Este sondeo se ha empleado para calibrar el modelo de recarga que se muestra en el siguiente apartado.

Tabla 6.6. Puntos de control de la MAS Ascoy-Sopalmo

Puntos de control del acuífero Ascoy-Sopalmo (Unidad Hidrogeológica 07.09)							Descensos	
Nº IGME	X-UTM	Y-UTM	Z	Naturaleza	Prof. (m)	Año Ejec.	Periodo considerado	Descenso medio (m/año)
263470001	649528	4245189	370	Sondeo	150	1966		
263470005	650940	4246603	380	Sondeo	300	1969	1997-2001	6.0
263470014	645584	4245097	415.91	Sondeo	285	1967	1988-2001	3.8
263480005	652389	4249268	447	Sondeo	250	1968	1981-1990	5.0
263480015	656850	4253158	495.06	Sondeo	269			
263480018	655189	4252022	423.05	Sondeo			1983-2001	6.7
263520007	637844	4236106	257.4	Sondeo	139			
263520014	638127	4237054	264.8	Sondeo	160		1989-2001	Estable
263520015	638655	4237350	272.65	Sondeo			1975-1990	3.3
263520021	641414	4238227	329.66	Sondeo	124			
263520037	642021	4238973	341.66	Sondeo			1971-1995	5.4
263520059	638500	4242375	330	Sondeo	350	1988		
263530014	646583	4240135	314	Sondeo	140	1969		
263530024	645418	4239910	325	Sondeo	115		1975-1990	6.7
263530025	645954	4239715	310	Sondeo	160			
263530026	644599	4239151	384.17	Sondeo	250		1971-1999	4.6
263530028	644176	4239455	369.47	Sondeo	156			
273450080	659590	4252935	727.88	Sondeo	402	1985	1987-2001	Ascenso
273460110	666809	4247395	601.53	Sondeo	252		1983-2001	3.7

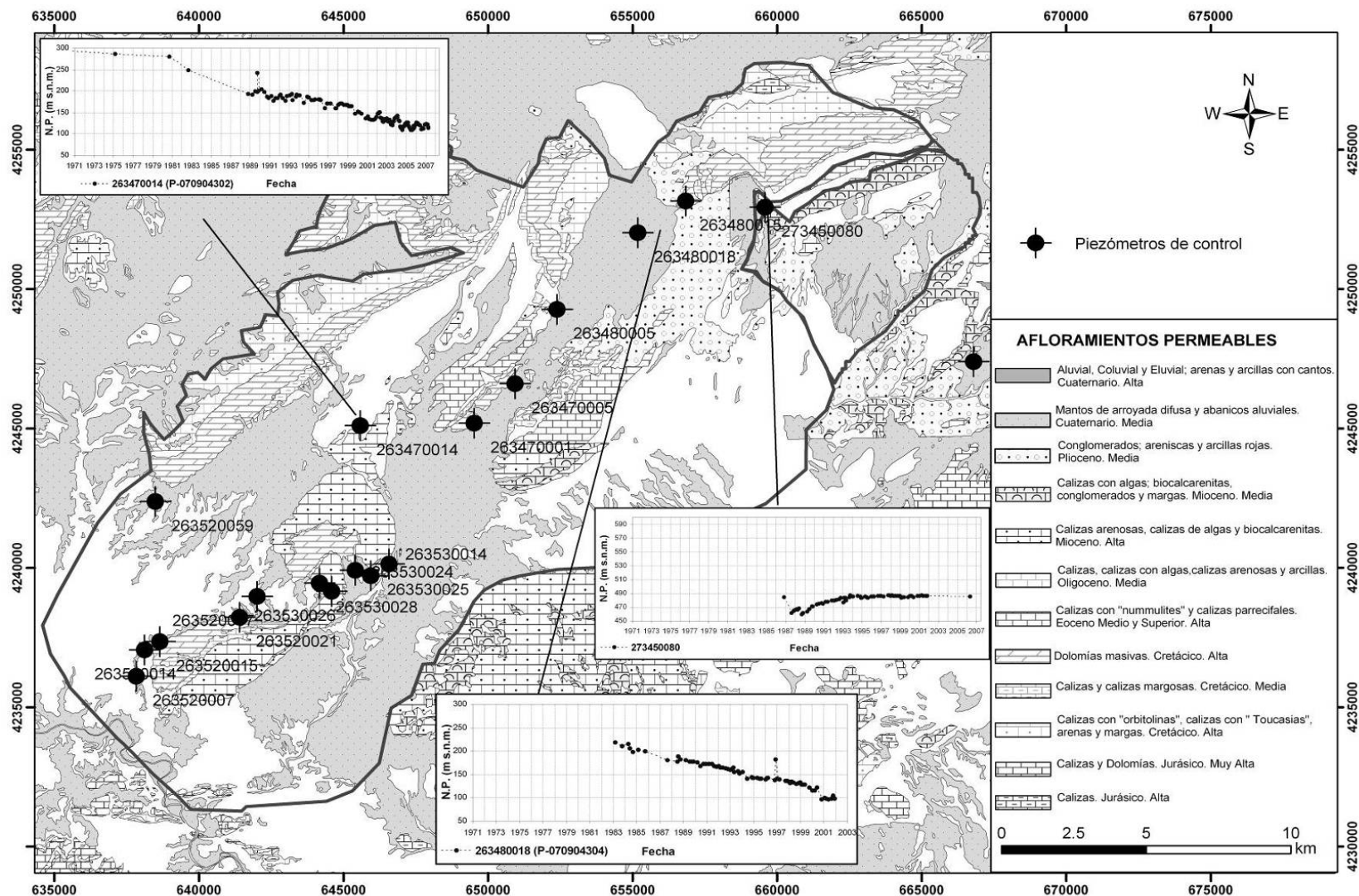


Figura 6.13. Puntos de control piezométrico en la MAS Ascoy-Sopalmo y MAS El Cantal y Viña-Pí y evoluciones de niveles en el acuífero “Ascoy-Sopalmo” y “El Cantal”

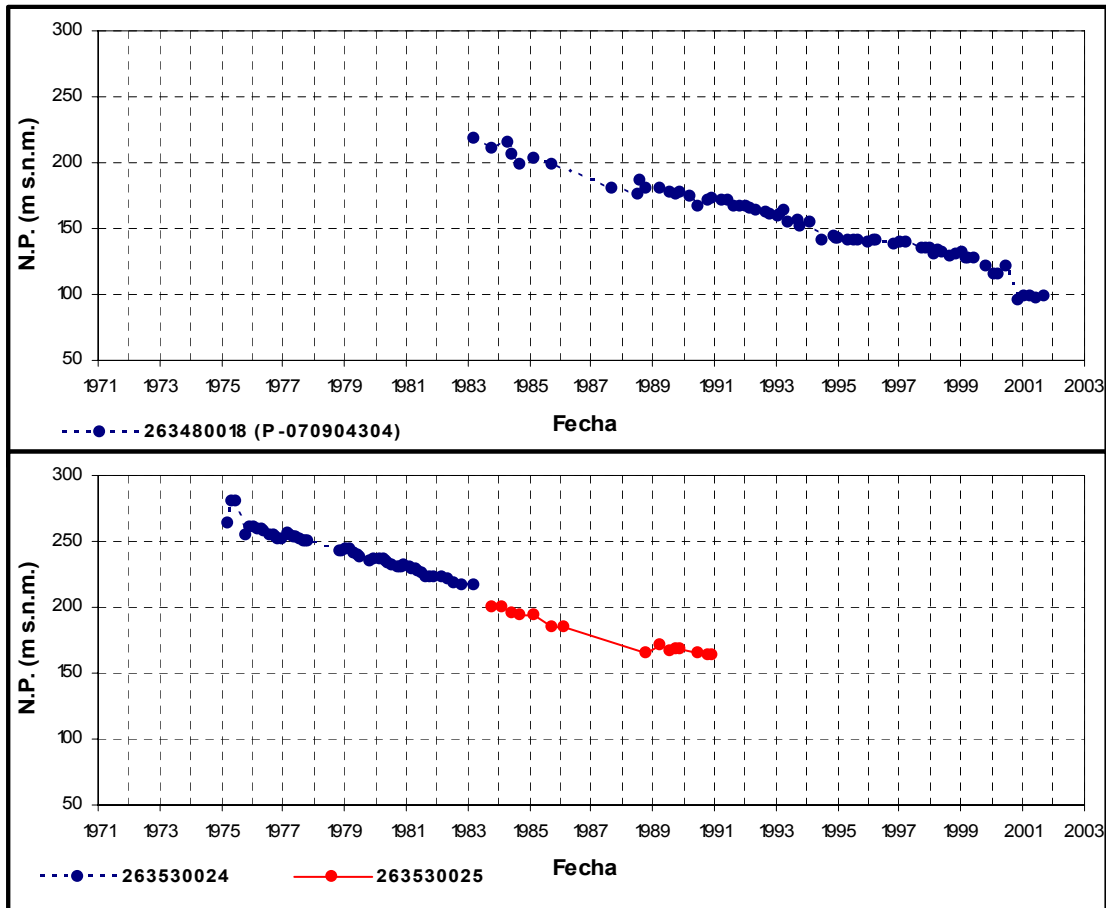


Figura 6.14. Evoluciones piezométricas en puntos de control representativos de la MAS Ascoy-Sopalmo

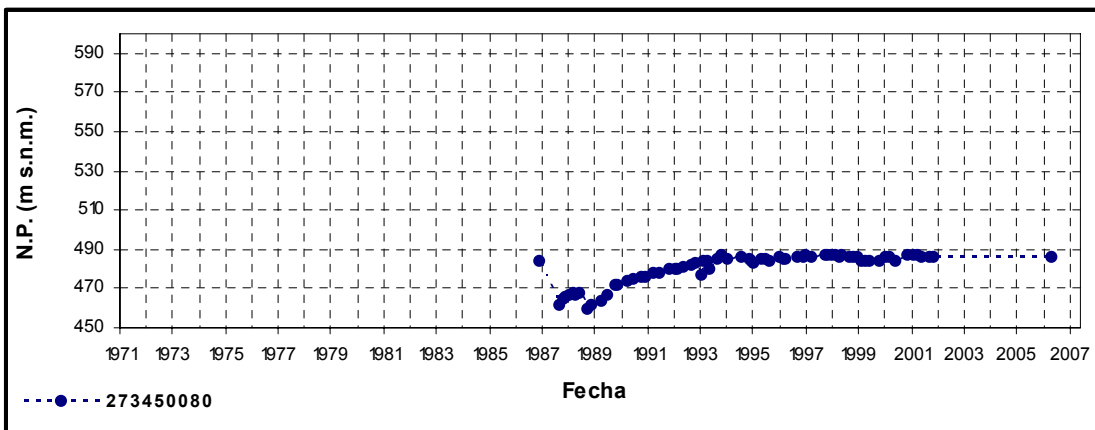


Figura 6.15. Evolución piezométrica del sondeo “EL Cantal”

En el caso de la antigua U.H **Jumilla-Villena**, el análisis piezométrico se ha efectuado a partir de todos los puntos que han formado parte de la red de control del IGME. De esta forma, se puede concluir en base a este análisis que el descenso total de niveles desde el régimen natural es de unos 115 m con una tasa de descenso media en los últimos diez años de unos 3.5 m/año (Figura 6.16).

La existencia de dos zonas principales de explotación por bombeo, que son las que condicionan principalmente el flujo subterráneo, situadas en los dos extremos de la MAS ha originado que se produzca una divisoria hidrogeológica entre el sector oriental y occidental (Figura 6.17). Actualmente, ambos sectores están desconectados hidráulicamente y la divisoria subterránea coincide con aproximadamente con la divisoria hidrográfica de la cuenca del Segura y del Júcar, lo que ha originado la separación de la antigua UH “Jumilla-Villena” en la MAS “070.023 Jumilla-Yecla” y la MAS “080.062 Sierra del Castelar”, dentro de la nueva delimitación de las MASSs.

La zona con los mayores descensos piezométricos es la occidental (263440005) con una tasa de bajada media en los últimos 10 años de unos 3.5 m/año y un descenso total de niveles desde el régimen natural de más de 115 m. Por el contrario, en la zona oriental (273360018, 27333009) la tasa de descenso es de unos 2.5 m/año.

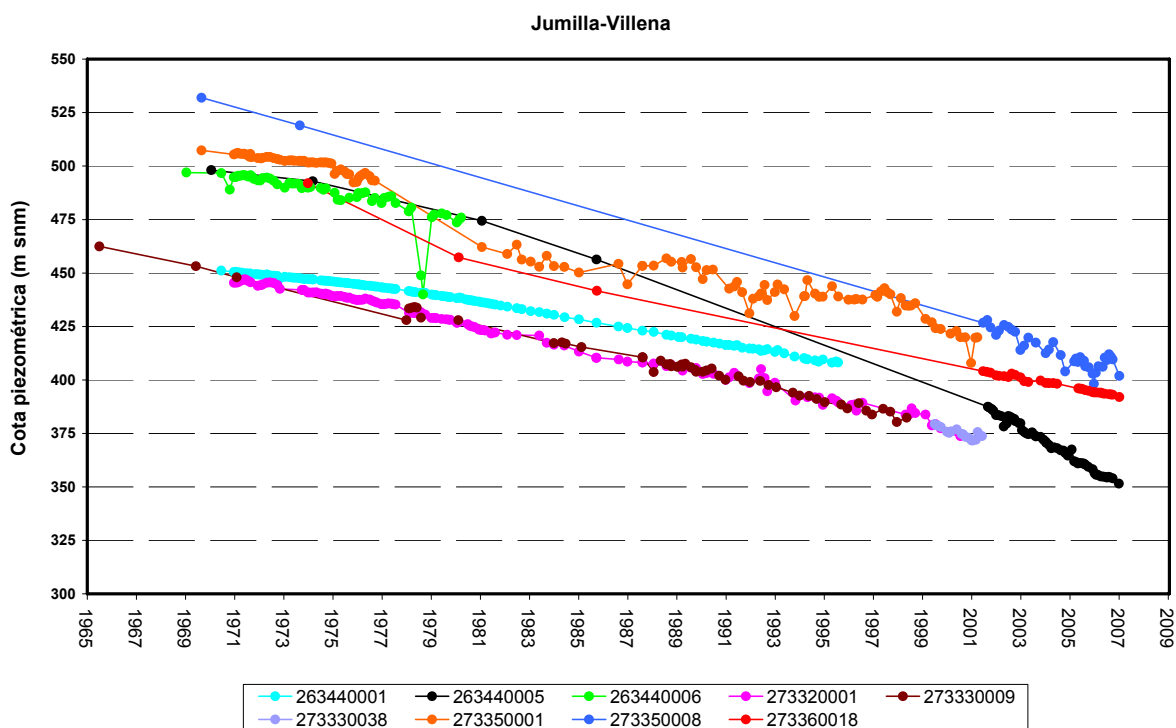


Figura 6.16 Evoluciones piezométricas de los distintos sectores de la antigua UH Jumilla-Villena

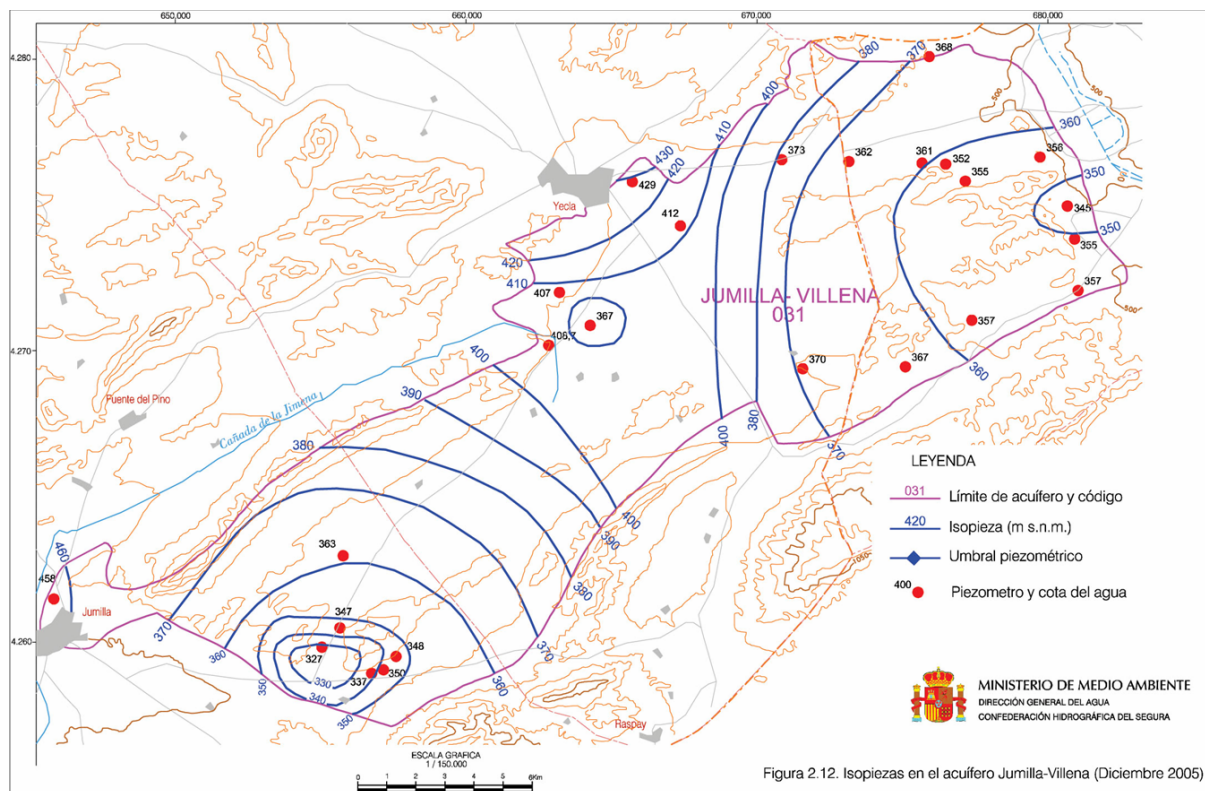


Figura 2.12. Isopiezas en el acuífero Jumilla-Villena (Diciembre 2005)

Figura 6.17. Mapa de isopiezas en el acuífero Jumilla-Villena (Diciembre 2005). Fuente: CHS (2007a)

En el caso de la MAS **Cingla**, el análisis piezométrico también se ha efectuado a partir de todos los puntos que han formado parte de la red de control del IGME. En este caso el descenso piezométrico medio es el menor que en el resto de las masas de agua estudiadas con un descenso total de niveles desde el régimen natural (m) de unos 37 m y una tasa de descenso media en los últimos diez años de unos 1.3 m/año (Figura 6.18). No obstante, esta MAS se caracteriza por tener una gran complejidad estructural y una alta compartimentación tectónica, que hace que haya una gran diferencia en cuanto a evoluciones piezométricas (Figura 6.18). Con base en la estructura tectónica pueden distinguirse 4 grandes subsectores (IGME, 1987): Noroccidental, suroriental, corredor Arabí-Yecla y Oriental

Los mayores descensos aparecen en la zona de la Sierra del Cuchillo (sector oriental), en la cuenca del Júcar. Las observaciones piezométricas disponibles en dicha zona (piezómetros 273260005 y 273260006) muestran unos descensos medios cercanos a 2 m/año. En la parte más occidental del sector Noroccidental las observaciones piezométricas disponibles (263370001) muestran unos descensos medios inferiores a 1 m/año, siendo ligeramente superiores en la zona más oriental del sector (piezómetros 273310027) aunque inferiores a 1.5 m/año. En el sector Suroriental los descensos medios en los piezómetros (263360059, 263360057, 263380013 y 263370037) no superan los 1.5 m/año. Por último, en el sector “corredor Arabí-Yecla” los descensos medios observados (piezómetro 263340005) son inferiores a 1 m/año. Las diferencias en la evolución de niveles en los distintos sectores concuerdan con la tectónica del acuífero, en el que se presentan grandes fallas que lo compartimentan definiendo zonas con distinto grado de conexión hidráulica sometidas a intensidades de bombeo distintas.

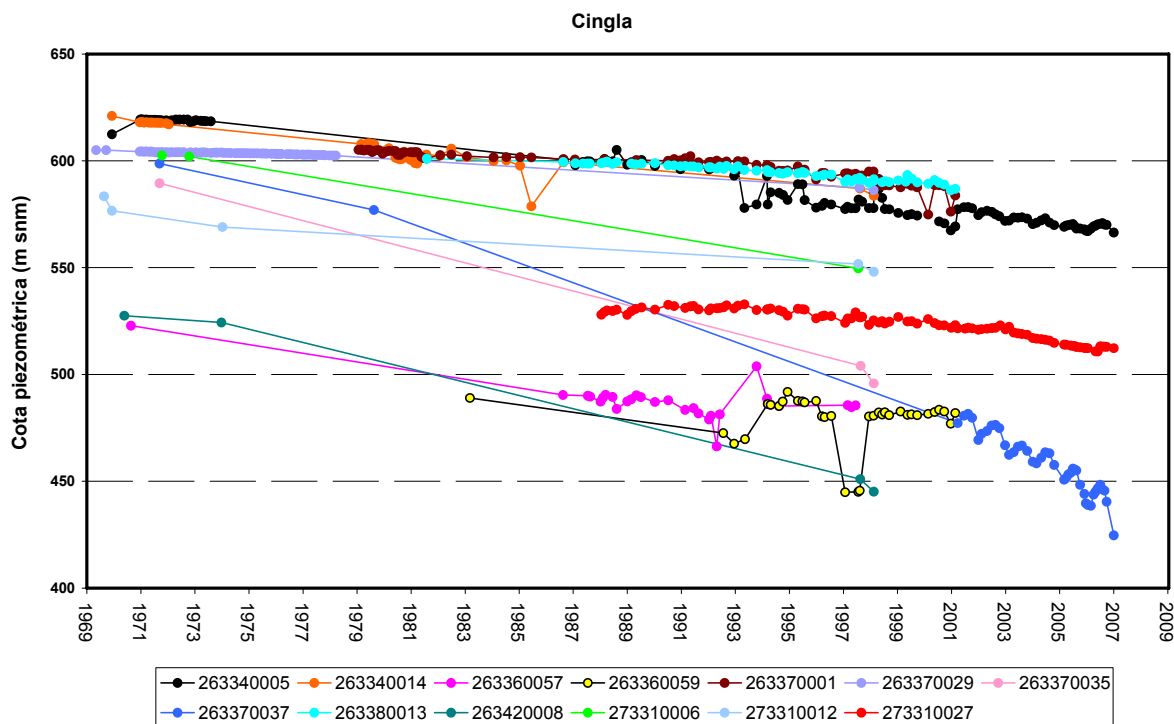


Figura 6.18. Evoluciones piezométricas de los distintos sectores de la MAS Cingla

En función de los datos de los piezómetros más representativos de cada MAS se ha hecho un análisis comparativo de la evolución de descensos piezométricos de las masas de agua implicadas en el estudio (Figura 6.19). Debido a la bajada tan acusada del nivel piezométrico, se ha producido fenómenos de compartimentación de los acuíferos, al desconectarse hidráulicamente varios sectores. De este modo, a partir de su desconexión, cada sector tiene un comportamiento piezométrico propio. No obstante, en la hipótesis de una posible recuperación de los sistemas acuíferos, habría que tener en cuenta una nueva conexión entre sectores y por tanto, se debería mantener como unidad de estudio, aquella perteneciente a los sistemas acuíferos en régimen natural.

Debido al gran ruido de los datos piezométricos, especialmente los pertenecientes a la antigua UH Jumilla-Villena y a la MAS Cingla, es difícil establecer un patrón de evolución piezométrica para cada tramo acuífero. Por tanto, sería conveniente una investigación más de detalle que intente despejar las incertidumbres actuales.

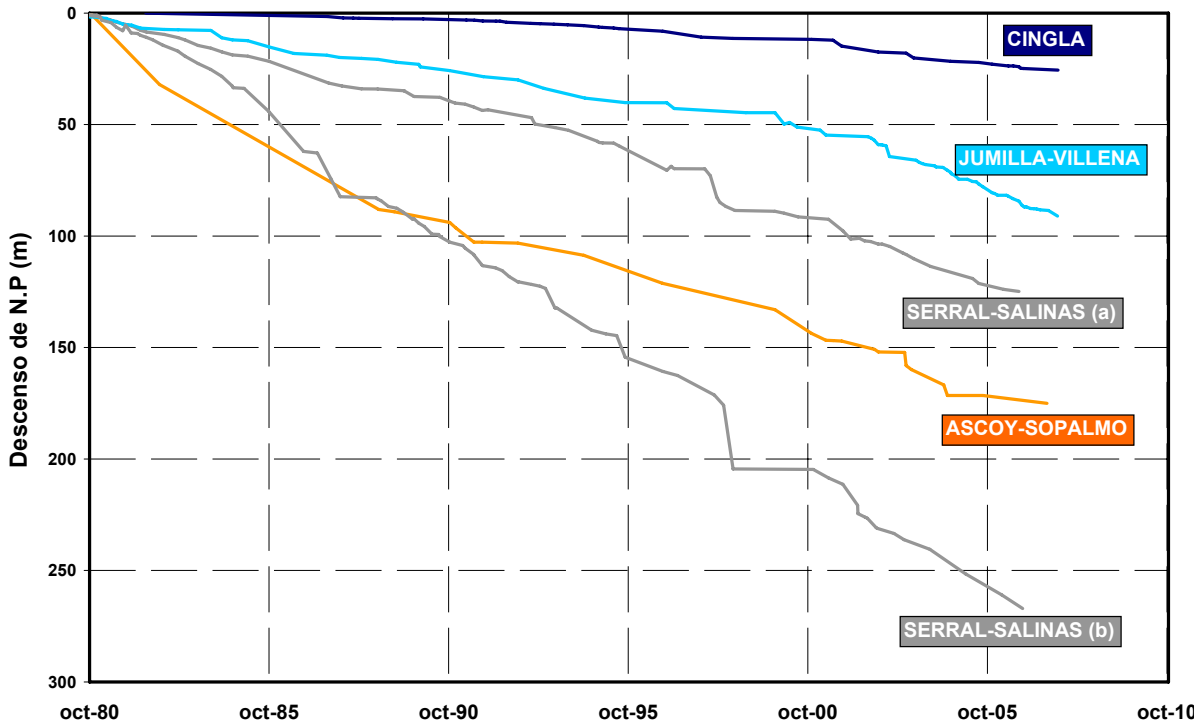


Figura 6.19. Evolución piezométrica comparativa de los acuíferos del estudio desde el año 1980/1981. Piezómetros: Serral-Salinas (a) 273420002 “Casa Castellanos”; Serral-Salinas (b) 273380003 “La Mina”; Cingla 263340005; Ascoy-Sopalmo 263470014; Jumilla-Villena 26344005

6.1.4 Cálculo de la recarga y balance hídrico del sistema

La estimación de la recarga es esencial en el análisis de sistemas hidrogeológicos y puede proporcionar información para el uso sostenible de los recursos hídricos. En regiones áridas y semiáridas, la recarga ha sido estimada mediante una variedad de técnicas físicas, químicas, isotópicas y técnicas de modelización. Estas técnicas (medidas directas, métodos de balance de agua, aproximaciones de Darcy, técnicas de trazadores y métodos empíricos), han sido descritas en estudios previos (Lerner et al., 1990; Hendrickx et al., 1997; Walker, 1998; Kinzelbach et al., 2002; Scanlon et al., 2002a y 2002b). El objetivo de los estudios de recarga ha condicionado en cierta medida el método utilizado para estimar la recarga y la escala de los estudios. En general, la estimación regional a gran escala espacial destinada a la evaluación de los recursos hídricos no puede utilizarse para estimar la variabilidad local en la recarga. Por el contrario, la estimación de recarga destinada a estudios de la calidad del agua basados en la variabilidad espacial de la recarga, resulta esencial para el transporte de contaminantes (Scanlon et al., 2006). Por otra parte, en zonas húmedas, las incertidumbres en el cálculo de balance de agua son pequeñas debido a la magnitud de la componente de recarga. En cambio, en regiones áridas y semiáridas, las estimaciones regionales a partir de balances de agua resultan a menudo de baja calidad debido a la componente de recarga. En las estimaciones de recarga están involucrados no sólo el clima, sino también la geología, morfología, tipo de suelo y el uso de éste. La variabilidad espacial y temporal de la recarga también debe ser incluida en las técnicas de estimación.

En esta investigación, la evaluación de la recarga se ha efectuado a partir de un modelo de balance hídrico aplicado en un acuífero piloto (Cantal), elegido como caso representativo, y

cuyos resultados han sido adecuadamente extrapolados al resto de acuíferos, para los cuales también se han tenido en cuenta la información previa de balances. A continuación se comenta el procedimiento seguido.

Para el cálculo de la recarga se han considerado los datos diarios de precipitación y temperatura, proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). Tal y como aparece en la tabla 6.1, existen 12 estaciones meteorológicas en el entorno de los acuíferos Serral-Salinas y El Cantal; tres de ellas son estaciones termopluiométricas, cinco son pluviométricas y las cuatro restantes son exclusivamente termométricas. En la actualidad, sólo están en funcionamiento las estaciones de Pinoso CH Segura, Pinoso Forestal, Pinoso C.P Santa Catalina, Villena La Vereda, Villena, Villena Casa Peñas y Chinorlet. Para el cálculo de la recarga se ha escogido la estación nº 7247 “Pinoso CH Segura”, como representativa en el acuífero.

La evaluación de la recarga ha sido estimada mediante el empleo del código Visual Balan v.2 (Samper et al., 2004; Samper y García Vera, 1999), que permite aplicar distintas hipótesis de cálculo, a nivel diario, de ETP, ETR, infiltración directa y diferida, escorrentía superficial y otros factores que inciden en la recarga, como la intercepción o el encharcamiento. Una de las ventajas del modelo es que permite cambiar los valores de un gran número de parámetros que pueden ser optimizados y modificados de forma automática dentro de unos rangos de variación. La calibración del modelo se efectúa mediante comparación entre niveles piezométricos o aforos calculados y reales, sin embargo en su aplicación al caso de estudio, se requiere disponer de al menos un periodo en el que la piezometría responda exclusivamente a la recarga sin afección por bombeo; los datos disponibles no permiten identificar tal situación y la recarga queda enmascarada por la explotación por bombeo; tampoco resulta factible una calibración con aforos en manantiales dado que no se dispone de datos al respecto. Para solventar los inconvenientes descritos, se ha optado por aplicar el modelo de balance hídrico en un pequeño acuífero contiguo (“Acuífero El Cantal”), que presenta régimen natural actualmente, posee suficientes datos piezométricos para la calibración y sus límites y área de afloramiento son conocidos. Este acuífero fue explotado a mediados de la década de los años 80, cesó el bombeo a finales de dicha década y ha recuperado los niveles iniciales; en la figura 6.20 se compararan los niveles piezométricos calculados y observados.

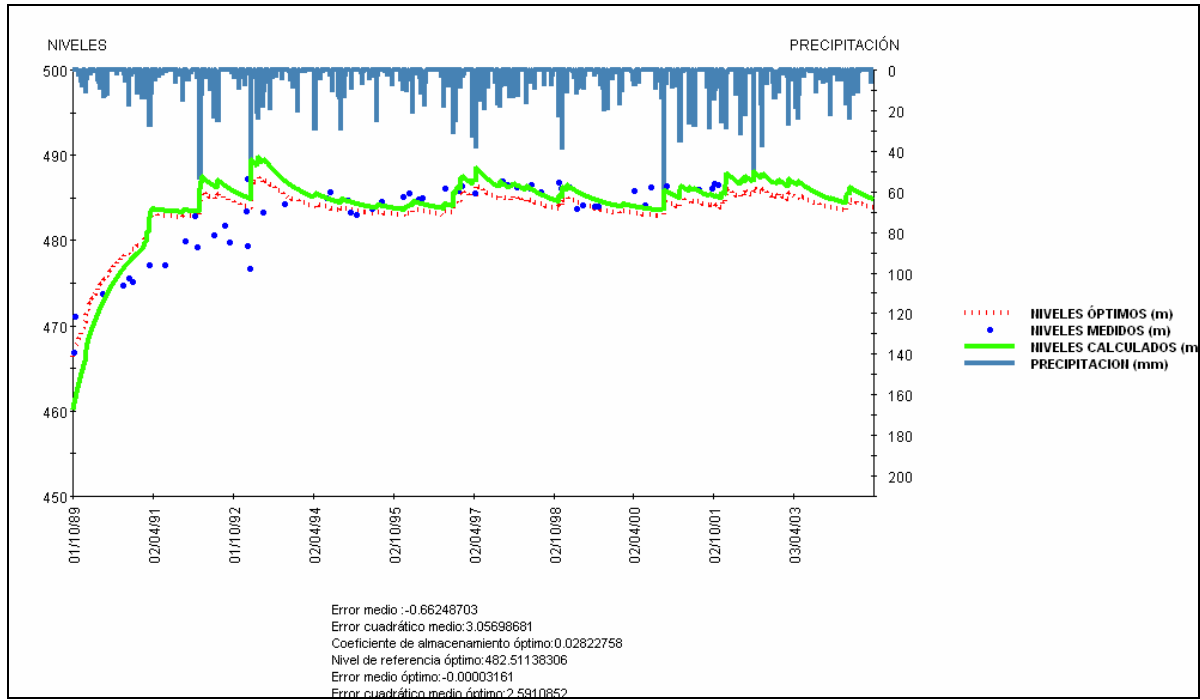


Figura 6.20. Resultados del modelo de balance en su aplicación al acuífero piloto del “Cantal”: comparación entre niveles calculados por el modelo y observados

Una vez evaluada la recarga en el acuífero Cantal, se han empleado los parámetros calibrados en la aplicación posterior al resto de acuíferos del estudio, lo que equivale a un cálculo de forma proporcional a su superficie permeable aflorante.

En la tabla 6.7 se presentan los parámetros y valores utilizados en la aplicación del modelo al acuífero Serral-Salinas; en posteriores investigaciones, tales valores pueden ser objeto de reconsideración pues se entiende que son orientativos. Con objeto de disponer de datos con cierto grado de fiabilidad para aportar información que ayude a resolver la incertidumbre del balance, se ha estimado conveniente realizar un balance hídrico del período 1949/1950 a 2003/2004. Los valores de recarga obtenidos en dicho acuífero presentan un valor medio de $5,1 \text{ hm}^3/\text{año}$ (161 l/s), aunque en algunos años llega a ser hasta casi 3 veces mayor. La recarga media en el sector Serral-Pinoso queda cifrada en $3,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ (111 l/s), y en la zona de Salinas en $1,6 \text{ hm}^3/\text{año}$ (51 l/s). En la figura 6.21 se muestra la pantalla principal de salida de resultados con los valores medios de los distintos componentes del balance hídrico que han sido editados para su empleo posterior. En la figura 6.22 se muestra los valores de recarga en los últimos 30 años; este análisis histórico de la recarga ha sido utilizado para calcular la variabilidad y la función de probabilidad para su inclusión en el SSD estocástico utilizado.

Tabla 6.7. Parámetros utilizados en el modelo de evaluación de la recarga de la MAS Serral-Salinas

CONCEPTOS	Valores considerados tras la calibración
EL SUELO EDÁFICO.	
Porosidad total (tanto por uno).	0,08
Punto de marchitez (tanto por uno).	0,03
Capacidad de campo (tanto por uno).	0,07
Humedad inicial (mm).	0,03
Espesor del suelo (m).	0,5
Permeabilidad vertical (cm/seg).	1.00E-04
Reserva útil resultante (mm)	20
DATOS GEOGRÁFICOS.	
Latitud.	38° 25' 0"
Área (km ²).	65,5
LA INTERCEPCIÓN.	Sin intercepción
RECARGA EN TRÁNSITO (O LLUVIA EFICAZ) DIFERIDA.	Método convencional
FLUJO PREFERENTE.	Sin flujo preferente
ETP.	Método de Thornthwaite
ETR.	Método de Penman - Grindley.
CRPG (mm).	0
CEPG (adimensional).	1
ESCORRENTÍA SUPERFICIAL.	Método de Horton
Capacidad infiltr. para suelo a condiciones de cap. campo (mm/día).	50
Capacidad infiltr. para suelo a condiciones de punto de marchitez (mm/día).	70
LA ZONA NO SATURADA.	Método implícito
Coefficiente de agotamiento del flujo hipodérmico (días ⁻¹).	0,006
Permeabilidad vertical (mm/día).	1000
Coefficiente de agotamiento de la recarga al acuífero (días ⁻¹).	0.6931 (1 día)
Humedad inicial (mm).	0
EL ACUÍFERO.	Método de una celda.
Coefficiente de agotamiento del acuífero o descarga subterránea (días ⁻¹).	0.0035 (198 días)
Coefficiente de almacenamiento del acuífero (adimensional).	0.02
Nivel inicial en el acuífero (m).	475
Nivel de descarga del acuífero (m).	475

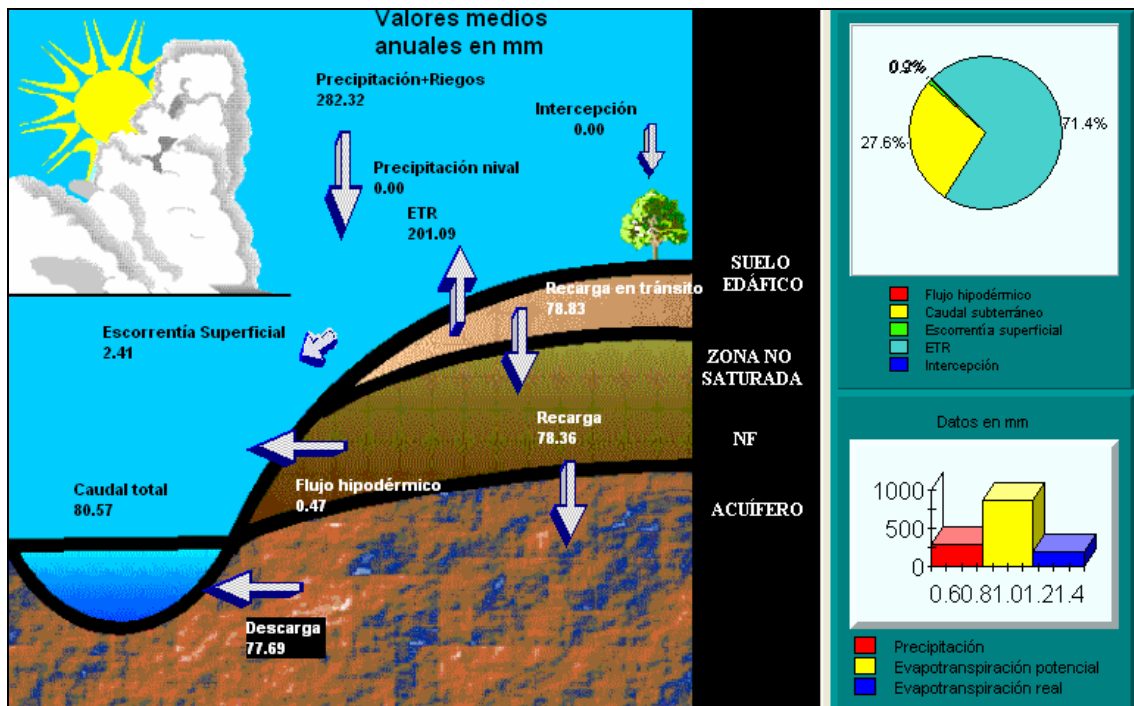


Figura 6.21. Resultados del modelo de balance en la MAS Serral-Salinas: valores medios anuales de los años 1949/1950-2003/2004

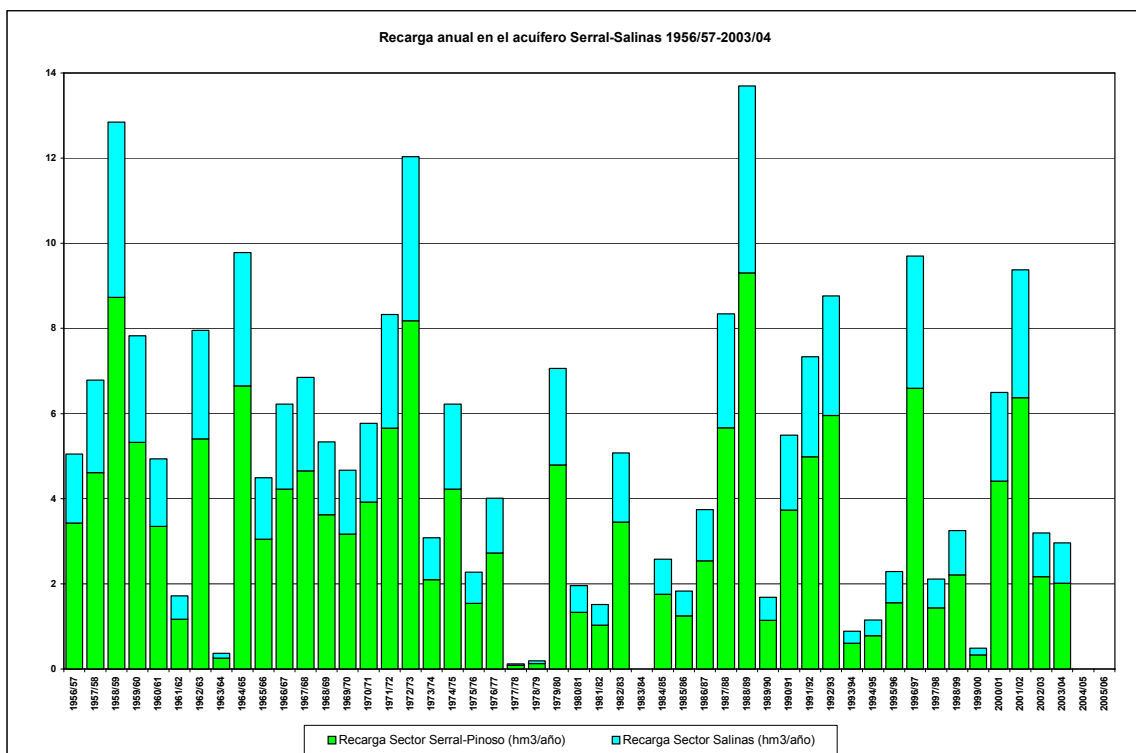


Figura 6.22. Recarga anual (hm³/año) en la MAS Serral-Salinas. Periodo 1966/67-2003/2004

En relación a la explotación por bombeo en el acuífero Serral-Salinas, se ha efectuado un análisis para los sectores oriental (Salinas) y centro-occidental (Serral-Pinoso). En el sector oriental se localiza el principal punto de descarga natural del acuífero (Fuente de Salinas), que desapareció a principios de los años sesenta y que debió constituir parte de las entradas a la laguna endorreica de Salinas. En dicho sector se captan dos tramos acuíferos: Mioceno y

Jurásico, con una explotación por bombeo en el periodo 1956-2006 (50 años) de 50 hm³ y 184 hm³, descensos totales de niveles de 30 m y 300 m, aproximadamente; dado que la recarga total durante todo el periodo analizado se ha estimado en 80 hm³, el consumo de reservas resulta ser 154 hm³. En el sector centro-occidental, donde se captan los tramos cretácico inferior y superior, existe un único nivel piezométrico que ha sufrido un descenso total de unos 140 m; el bombeo total ha sido evaluado en 335 hm³ entre 1956 y 2006 que frente a una recarga total de 168 hm³, supone un vaciado de reservas de 167 hm³. El déficit global del acuífero hasta el año 2006 es de 321 hm³ por lo que su recuperación sólo podría plantearse a muy largo plazo, máxime si se tiene en cuenta que se realiza una verdadera minería del agua, en la que los bombeos (entre 15 y 19 hm³/año en los últimos 20 años) superan entre 3 y 4 veces a la recarga media.

En el caso del resto de masas de agua subterránea, los valores de recarga obtenidos han sido de 13 hm³/año para la MAS Cingla, 15 hm³/año en Jumilla-Villena y 2 hm³/año en Ascoy-Sopalmo. No obstante, otros estudios indican alguna variabilidad en estos datos; así por ejemplo, según IGME (2006), el acuífero Jumilla-Villena presenta una recarga de 13 hm³/año. En la tabla 6.8 se resumen los datos de los balances considerados.

Para el resto de acuíferos incluidos en este Investigación se ha realizado la misma metodología y se han comparado con los datos de balance actualmente disponibles, y todo ello con el objetivo de poder realizar un análisis global del sistema hídrico (Tabla 6.8). De este modo, se estima que existe un déficit anual total del sistema de unos 111 hm³/año y un déficit acumulado de unos 3000 hm³/año.

Tabla 6.8. Balance hídrico de las MASs del estudio

MAS	Recarga (hm ³ /año)	Bombeo actual (hm ³ /año)	Balance hídrico (hm ³ /año)	Descenso total de niveles desde el régimen natural (m)	Tasa de bajada media en los últimos 10 años (m/año)	Recuperación de nivel de base (años) (Cese actual del bombeo)
Cingla	13	30	-17	37	1.3	25
Jumilla-Villena	15	46	-31	115	3.5	47
Ascoy-Sopalmo	2	52	-50	187	4.5	257
Serral-Salinas	5	18	-13	130 (occidental sector) 290 (oriental sector)	4.9 (occidental sector) 10.5 (oriental sector)	84
Total	35	147	-111			

6.1.5 Calidad de las aguas subterráneas

Entre los objetivos de la presente investigación no figura el estudio hidroquímico detallado de los acuíferos, si bien se considera que, habida cuenta que la calidad de las aguas condiciona su uso, los Sistemas Soporte a la Decisión también deberían incorporar las cuestiones

relacionadas con los aspectos cualitativos y no sólo los cuantitativos. En este sentido, serían temas cruciales de investigación, el desarrollo de modelos de flujo y transporte que permitiesen conocer el eventual deterioro de la calidad de las aguas subterráneas ligado a la posible movilización de sales intraformacionales o de borde como consecuencia de la explotación por bombeo. En este apartado se comenta sucintamente algunas generalidades sobre la hidroquímica de los acuíferos investigados, con especial hincapié en Serral-Salinas y Ascoy-Sopalmo.

La hidroquímica del acuífero **Serral-Salinas**, (Figura 6.23 y Tabla 6.9), de acuerdo con los resultados obtenidos, manifiesta la heterogeneidad hidrogeológica del acuífero, ya observada principalmente a partir de su funcionamiento y del análisis piezométrico. Los dos sectores presentan facies muy diferentes y dentro de un mismo sector también se observan ciertas diferencias. En el sector oriental los puntos de agua situados más al norte, 273380027 (Boquerón I) y 273380004 (Boquerón II) que captan el tramo Jurásico, tienen facies bicarbonatadas cálcico-magnésicas, conductividades cercanas a los 500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ y temperaturas entorno a los 21°C. En este mismo sector, el resto de sondeos muestreados presentan una facies bicarbonatada-sulfatada mixta o bicarbonatada-clorurada mixta con mayor presencia de sales (conductividad cercana a los 1800 $\mu\text{s}/\text{cm}$) y temperaturas más altas (30°C), sobre todo en las captaciones 27338055 (sondeo Garrincho) y 273380049 (sondeo Esperanza) en las que la profundidad del nivel piezométrico supera los 300 m y se produce un incremento en el contenido en sales solubles (Na y Cl), posiblemente relacionada con la lixiviación del Trías; no obstante el sondeo Esperanza ha mejorado su calidad al haber alcanzado en tramo inferior jurásico en la reperforación efectuada a lo largo del año 2007. Igualmente se observa una facies bicarbonatada-clorurada mixta en los sondeos 273380003 (La Mina) y 273380050 (El Pinar), si bien, los valores de conductividad cercanos a los 700 $\mu\text{s}/\text{cm}$ reflejan un contenido salino más moderado, en cambio sí se observa un contraste importante de temperatura sobre todo en el sondeo La Mina con un valor anómalo de 15,7°C, lo que podría interpretarse con agua captada desde niveles más someros y con menor tiempo de tránsito y residencia en el acuífero. Por último, se aprecian unas características diferentes en el punto 273380038 (sondeo Sax nº 6) que capta sólo el tramo Mioceno y presenta una facies Mixta, su conductividad de 1370 $\mu\text{s}/\text{cm}$ y su temperatura de 23°C, en principio son parámetros coherentes con los materiales permeables terciarios que alimentan al sondeo.

Los pozos ubicados en el borde noroeste del sector occidental del acuífero Serral-Salinas, 273420041 (Casa Valdés nº 4) y 273420021 (Casa Valdés nº 1) que captan el Cretácico inferior, presentan una facies clorurada sódico-magnésica y temperaturas en torno a los 24°C. Actualmente su salinidad está principalmente influenciada por el uso intensivo a que han sido sometidos estos sondeos, los niveles piezométricos están por debajo de los 200 m y la columna de agua disponible apenas tiene unas decenas de metros. Si se observan los parámetros hidroquímicos de los sondeos situados más cerca de la parte central de este sector, es decir, los puntos de agua 273430093 (Don Ciro II-D), 273430099 (Toscar), 273430095 (Corraló), 273420002 (Casa Castellano nº 1), 273420043 (Raspay IV) y 273420057 (Santa Barbara), éstos presentan facies bicarbonatada-clorurada cálcico-magnésica o bicarbonatada-clorurada mixta, con una importante dispersión en sus valores de conductividad que oscilan entre 590 $\mu\text{s}/\text{cm}$ y 965 $\mu\text{s}/\text{cm}$, sucediendo algo semejante en la temperatura que está comprendida entre 22,2° C y 28,9° C. Los parámetros conductividad y temperatura parecen mostrar una cierta correlación y un evidente gradiente positivo respecto de la profundidad de los pozos muestreados.

En la tabla 6.10 se resumen los valores estadísticos básicos que presenta el conjunto del acuífero.

En términos generales, según los valores obtenidos se puede concluir que las dos facies predominantes del acuífero Serral-Salinas están relacionadas fundamentalmente con flujos y tiempos de residencia y tránsito sobre materiales permeables carbonatados (calizas y dolomías) del Cretácico y Jurásico, tal como muestran los niveles de saturación respecto de la calcita y la presencia elevada y más o menos homogénea de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} ; las facies también están relacionadas con la geometría del acuífero ya que se ponen en contacto materiales permeables carbonatados con materiales muy salinos del Mioceno y Triásico lo que provoca un aumento por lixiviación, sobre todo en el contenido en Cl^- y Na^+ . En las figuras 6.24 y 6.25 se presentan los diagramas de Piper y Schoeller en los que visualizan para cada punto muestreado su facies representativa y la concentración en meq/l de sus parámetros fundamentales. Por último, hay que comentar que los valores obtenidos en las relaciones iónicas para cada sector (Tablas 6.11, 6.12 y figura 6.26) ratifican las consideraciones hechas anteriormente respecto a la influencia en la calidad del agua de la composición mineralógica de los materiales permeables atravesados, así como de la estructura y geometría de la formación acuífera permeable en la medida que presenta un importante contacto con materiales triásicos salinos.

Tabla 6.9. Puntos de agua muestreados para el estudio hidroquímico de la MAS Serral-Salinas

Código IGME	Nombre	T.M.	Sector acuífero	X	Y	Z	Prof. (m)
273430093	DON CIRO II-D	Monóvar	Occidental	675735	4260169	638.59	699
273430099	TÓSCAR	Monóvar	Occidental	675449	4261088	676.77	633
273430095	CORRALÓ	Monóvar	Occidental	673955	4259507	635.29	562
273380055	SONDEO GARRINCHO	Salinas	Oriental	682815	4266182	487	730
273420057	SANTA BÁRBARA (CABECICOS)	Pinoso	Occidental	670677	4257650		378
273380003	LA MINA	Salinas	Oriental	682432	4266685		408
273380050	EL PINAR	Salinas	Oriental	682198	4266678		730
273380027	IRYDA BOQUERA (BOQUERÓN I)	Salinas	Oriental	682135	4268052		
273380004	IRYDA BOQUERA (BOQUERÓN-II)	Salinas	Oriental	682160	4268154		
273380038	SONDEO N°6	Salinas	Oriental	682413	4266194	490	200
273380049	SONDEO ESPERANZA	Salinas	Oriental	682191	4266331	495	
273420041	CASA VALDÉS (N°4)	Yecla	Occidental	666813	4262204		300
273420021	CASA VALDÉS (N°1)	Yecla	Occidental	666822	4262228	567.	300
273420002	CASAS DE CASTELLANO (N°1)	Yecla	Occidental	668675	4258666		300
273420043	RASPAY IV	Yecla	Occidental	668949	4257944	635	300

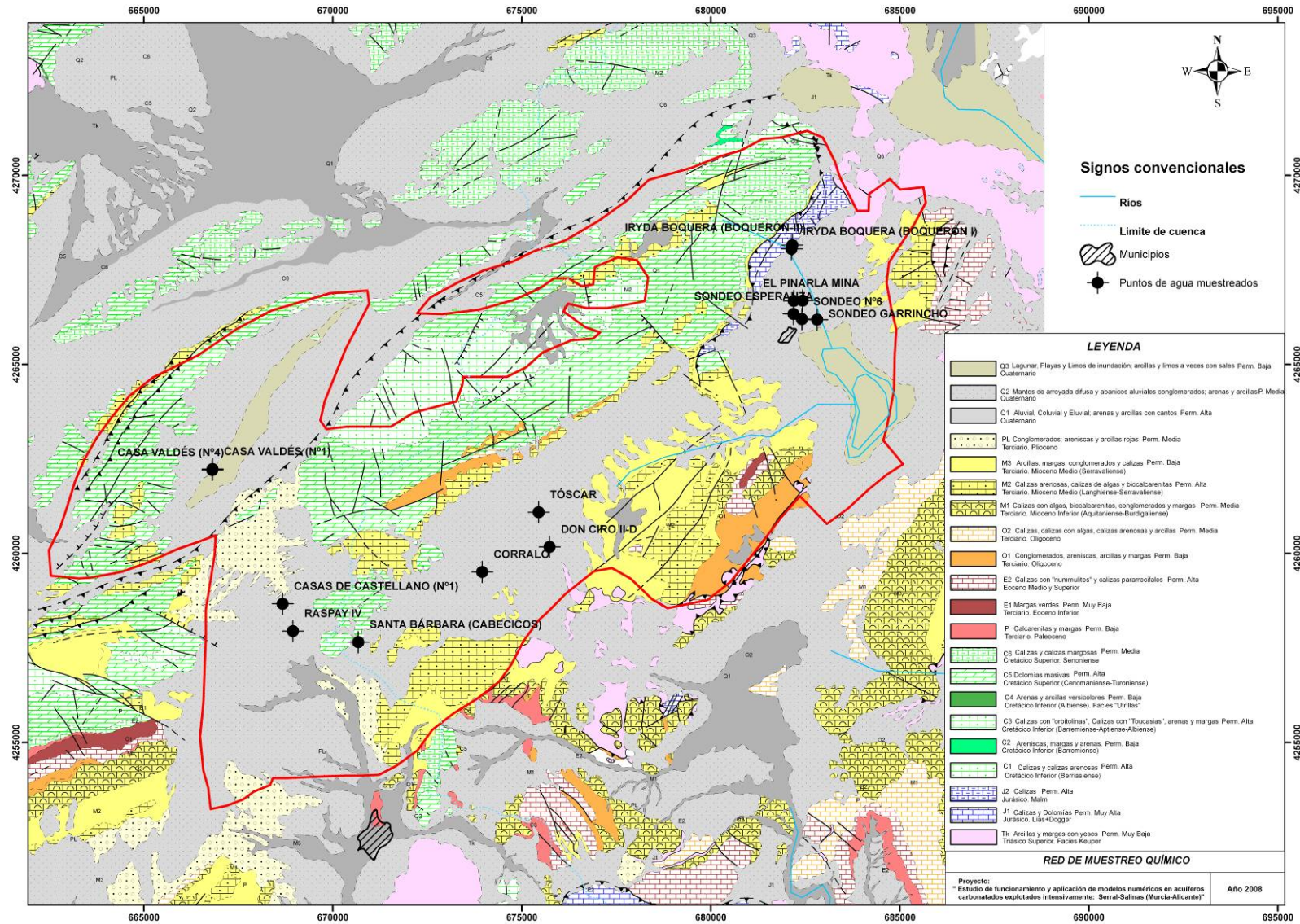


Figura 6.23. Red de puntos de muestreo de calidad de la MAS Serral-Salinas

Tabla 6.10. Valores estadísticos básicos

Parámetro	Unit	Min	Max	Media	Desv. Típica	Coef. Dev.	Num. muestra
Ca	mg/l	53	239	94	58.25	62.16	17
Mg	mg/l	29	214	76	63.86	83.51	17
Na	mg/l	14	749	175	216.74	123.98	17
Cl	mg/l	25	1860	442	598.59	135.54	17
HCO ₃	mg/l	184	298	258	32.33	12.56	17
SO ₄	mg/l	3	352	91	92.92	102.37	17
pH		7.32	7.69	7	8.09	108.59	15
TEMP	?C	15.7	30.1	24	3.72	15.49	15
Cond	uS/cm	486	4230	1354	1120.96	82.81	17

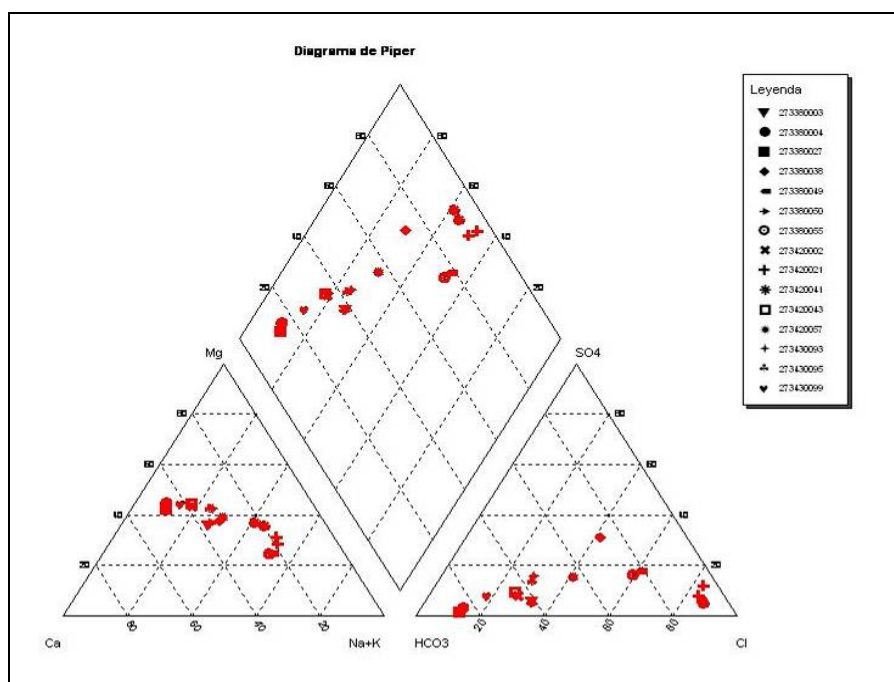


Figura 6.24. Diagrama de Piper de la MAS Serral-Salinas

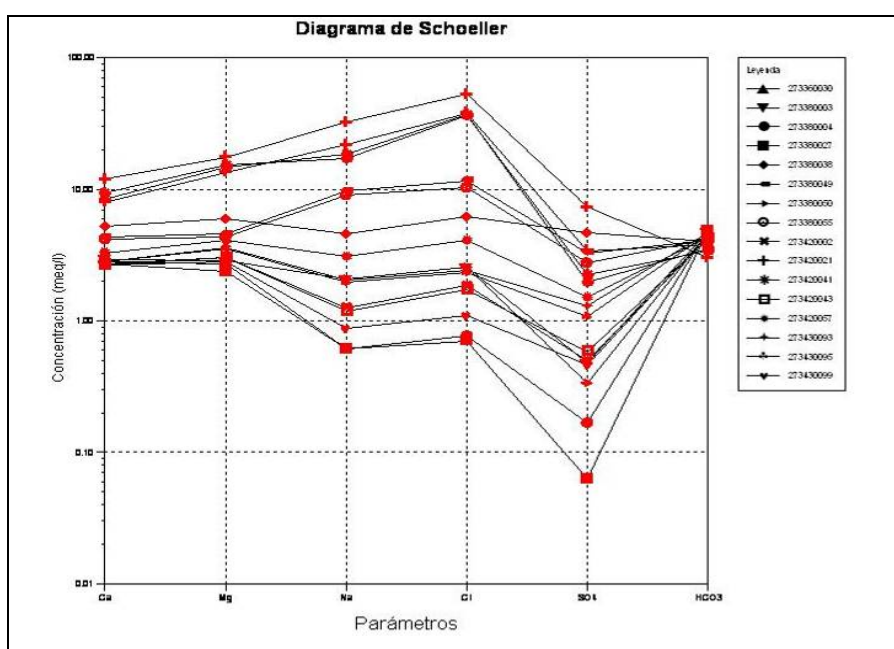


Figura 6.25. Diagrama de Schoeller de la MAS Serral-Salinas

Tabla 6.11. Relaciones iónicas estudiadas en el sector occidental

Nº Punto	Mg (meq/l)	Ca (meq/l)	Relación rMg/rCa	HCO3 (meq/l)	Cl (meq/l)	Relación rCl/rHCO3	Na (meq/l)	Cl (meq/l)	Relación rCl/rNa	Cl (meq/l)	SO4 (meq/l)	Relación rSO4/rCl
273430093	3.62	2.79	1.30	9.28	4.85	0.52	4.09	4.85	1.19	4.85	1.29	0.27
273430099	2.80	2.64	1.06	8.98	2.20	0.24	1.74	2.20	1.26	2.20	0.46	0.21
273430095	3.54	2.79	1.27	9.15	4.68	0.51	3.91	4.68	1.20	4.68	1.08	0.23
273420041	14.64	8.38	1.75	7.11	73.90	10.39	36.89	73.90	2.00	73.90	1.98	0.03
273420021	13.49	7.98	1.69	7.54	76.16	10.10	43.93	76.16	1.73	76.16	3.41	0.04
273420002	3.04	2.69	1.13	8.56	3.72	0.44	2.52	3.72	1.48	3.72	0.50	0.13
273420043	3.04	2.64	1.15	8.49	3.44	0.41	2.35	3.44	1.47	3.44	0.58	0.17
	Media		1.33	Media		3.23	Media		1.48	Media		0.15

Tabla 6.12. Relaciones iónicas estudiadas en el sector oriental

Nº Punto	Mg (meq/l)	Ca (meq/l)	Relación rMg/rCa	HCO3 (meq/l)	Cl (meq/l)	Relación rCl/rHCO3	Na (meq/l)	Cl (meq/l)	Relación rCl/rNa	Cl (meq/l)	SO4 (meq/l)	Relación rSO4/rCl
273380055	4.36	4.19	1.04	8.36	20.42	2.44	18.01	20.42	1.13	20.42	2.75	0.13
273420057	4.11	3.29	1.25	8.75	8.18	0.93	6.18	8.18	1.32	8.18	1.52	0.19
273380003	2.88	2.94	0.98	9.51	5.13	0.54	4.18	5.13	1.23	5.13	0.48	0.09
273380050	2.88	2.79	1.03	9.25	5.08	0.55	4.18	5.08	1.22	5.08	0.33	0.07
273380027	2.39	2.69	0.89	9.70	1.41	0.15	1.22	1.41	1.16	1.41	0.06	0.04
273380004	2.71	2.79	0.97	9.77	1.52	0.16	1.22	1.52	1.25	1.52	0.17	0.11
273380038	5.92	5.19	1.14	8.07	12.47	1.55	9.22	12.47	1.35	12.47	4.64	0.37
273380049	4.61	4.34	1.06	8.16	23.24	2.85	19.57	23.24	1.19	23.24	3.29	0.14
	Media		1.04	Media		1.14	Media		1.23	Media		0.14

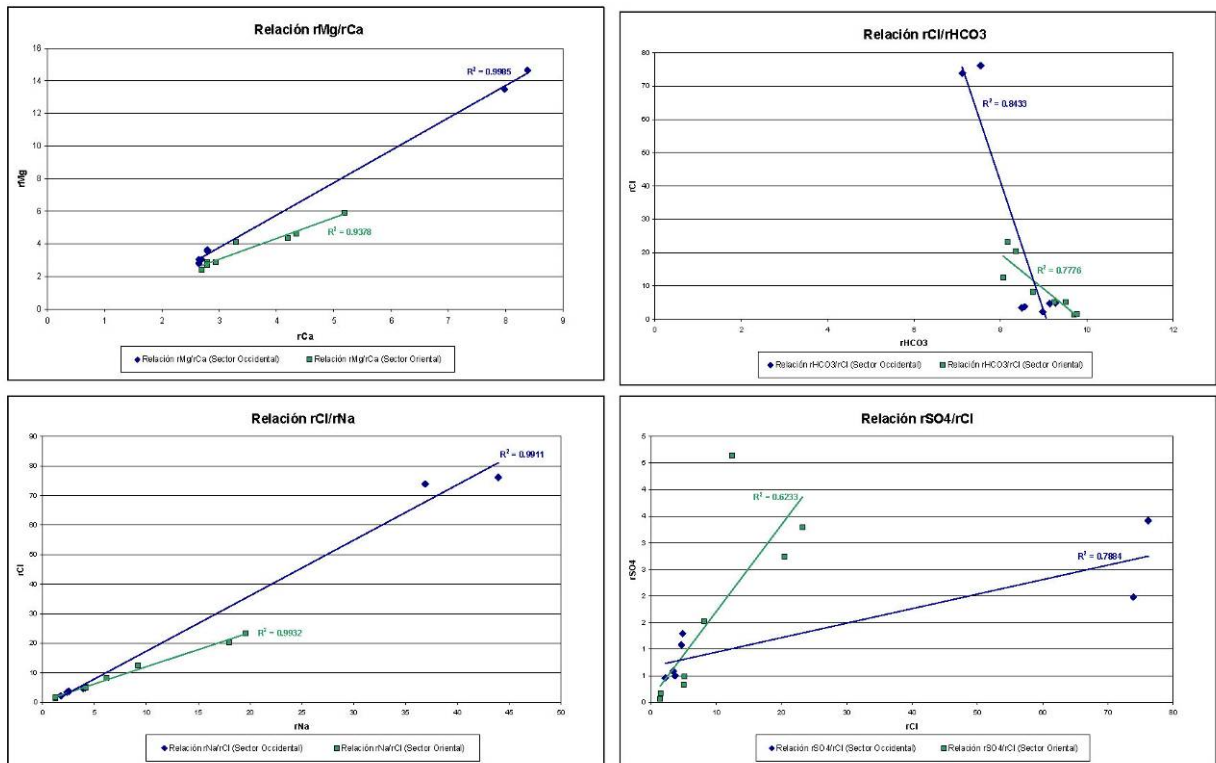


Figura 6.26. Relaciones iónicas estudiadas en el sector occidental

En la investigación isotópica se han empleado técnicas isotópicas ambientales y determinaciones de Tritio. Los isótopos estables utilizados han sido el ^{18}O y el ^2H que ayudan a conocer las fuentes de recarga al acuífero (origen del agua subterránea), o los procesos (reacciones) que han modificado la composición del agua desde que ésta se recargó. El objetivo principal de esta investigación ha sido mejorar el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico, especialmente en lo que concierne a la definición de cotas de recarga y edad de las aguas. Para ello, se planteó la realización de un muestreo de isótopos ^{18}O y el ^2H y todas las muestras utilizadas en esta investigación fueron tomadas teniendo en cuenta los requisitos que establecen para este tipo de analítica.

En la figura 6.27 se han representado la relación $\delta^{18}\text{O} \text{‰ SMOW} - \delta^2\text{H} \text{‰ SMOW}$, para las muestras de agua analizadas. De forma preliminar, la tendencia de esta relación podría interpretarse como un proceso de evaporación durante la recarga, quizá combinado con mezcla con aguas ya enriquecidas por evaporación. En relación al establecimiento de la recta isotópica altitudinal, no se ha podido establecer por el momento al no disponer de datos de aguas (lluvia o manantiales) tomadas a distintas cotas. En cuanto a la interpretación de los datos del isótopo radioactivo T, todas las muestras presentan un valor por debajo de 0,5 UT, lo que demuestra que se trata de aguas que se recargaron antes de 1953

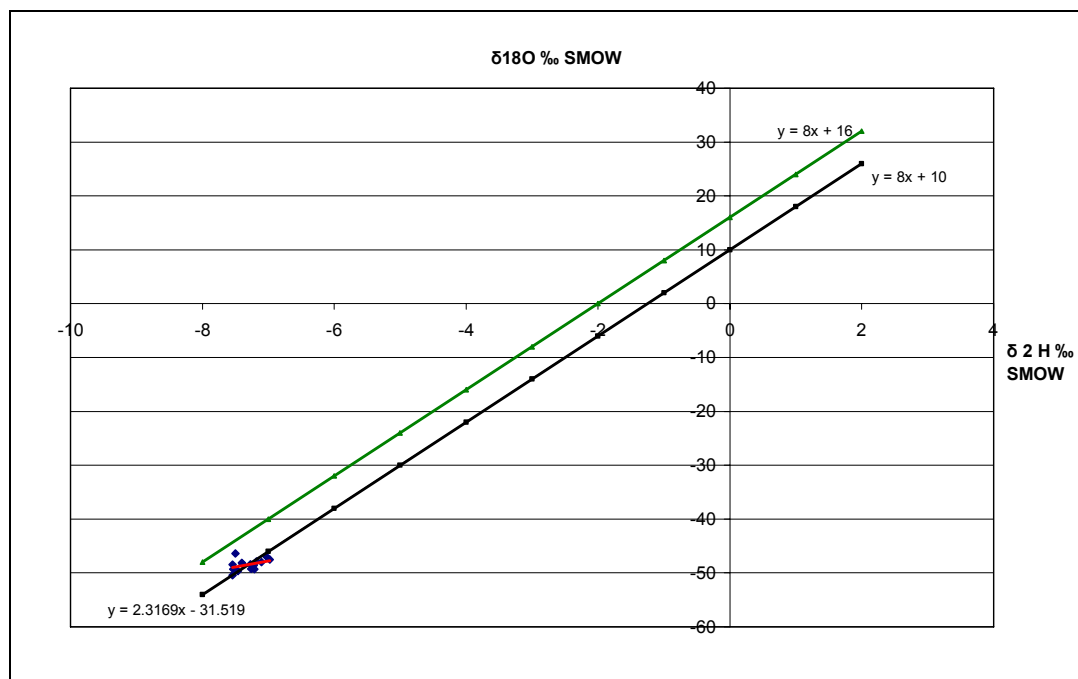


Figura 6.27. Relaciones oxígeno-18 y deuterio

Para la MAS **Ascoy-Sopalmo** se realizó una campaña de campo en la que se recogieron 11 muestras en algunos de los principales sondeos que están en explotación y que captan el principal tramo acuífero (Tabla 6.13). Se han realizado mediciones in situ de la T^a , pH, y conductividad eléctrica en la mayoría de los puntos de agua muestreados. La distribución espacial de los puntos de agua muestreados (Figura 6.28) ha sido analizada con detalle, con el objetivo de tener muestras representativas de todas las principales zonas del acuífero Ascoy-Sopalmo. No se disponen de datos analíticos del agua de río Segura a su paso por Cieza, que nos sirviera para encontrar alguna evidencia química de conexión hidráulica con el acuífero; no obstante, debido a la numerosa bibliografía consultada que niega cualquier relación río-acuífero, parece poco probable tal extremo.

En la Figura 6.29 se muestra, mediante diagramas de Stiff, la distribución espacial del quimismo de las aguas. Según la forma de estos diagramas, las aguas pertenecen a la hidrofacies clorurada y/o sulfatada sódica. A primera vista destaca el alto contenido en sales de la muestra (6) “sondeo Casa Poveda. Pozo Salino” (Figura 6.30), que se muestreó debido a su localización en el límite nororiental del acuífero Ascoy-Sopalmo. Este límite lo forma el cabezo de la Rosa, que constituye un diapiro salino formado por materiales evaporíticos del Trias Keuper. Esta salinidad corresponde a la lixiviación salina de las margas abigarradas y arcillas rojas yesíferas del Triásico y le confiere este carácter salino a los sondeos de la zona (Figura 6.30).

Se ha hecho un análisis de la evolución histórica de la calidad en algunos puntos de agua del acuífero. Para ello, se han extraído datos de valores de conductividad y de iones mayoritarios desde el año 1972. Con estos datos se ha estudiado si se ha producido un deterioro de la calidad del agua de forma paralela a la bajada de niveles del acuífero. (Figuras 6.31 y 6.32). La conductividad del agua ha sufrido fuertes oscilaciones en algunos momentos. Sin embargo, no se aprecia una tendencia clara al deterioro de la calidad y no se puede determinar con certeza si esas oscilaciones han sido debidas a causas naturales (movilización de sales.. etc), por errores de muestreo o a cualquier otra causa. Además, se han analizado más registros de conductividad y se ha llegado a la misma conclusión.

A la vista de los resultados obtenidos por los análisis, las aguas del acuífero Ascoy-Sopalmo tienen un quimismo bastante homogéneo y se pueden agrupar dentro de la hidrofacies clorurada y/o sulfatada sódica. La única excepción es la del “Pozo Salino”, que pertenece a las facies sulfatadas y/o cloruradas cálcicas y/o magnésicas. Este punto se muestreó con el objetivo de confirmar el efecto de salinización del borde nororiental del acuífero, formado por las arcillas yesíferas del Keuper. El quimismo de esta agua se la confiere la lixiviación de sales producida desde el cabezo de la Rosa, que es un diapiro salino que se levantó en la zona debido a la densidad diferencial con el resto de formaciones adyacentes.

En cuanto a la aptitud de las aguas para el riego, los sondeos “Santa Marta”, “Bodegas Viña Elena”, “C.R. Cristo de la Columna” y “C.R Fortuna” pertenecen a la categoría c3-s2, por lo tanto, es agua de salinidad alta que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad. Además es agua con contenido medio en sodio, y por lo tanto, con cierto peligro de acumulación de sodio en el suelo, especialmente en suelos de textura fina (arcillosos y franco-arcillosos) y de baja permeabilidad. Deben vigilarse las condiciones físicas del suelo y especialmente el nivel de sodio cambiante del suelo, corrigiendo en caso necesario. El agua de los sondeos “Sierra Sopalmo”, “Pozo nº 2”, “Pozo nº 1” y el “Pozo Nostrum III” pertenecen a la categoría c3-s3, por lo tanto, son aguas parecidas a las anteriores pero con alto contenido en sodio y gran peligro de acumulación de sodio en el suelo. Son aconsejables aportaciones de materia orgánica y empleo de yeso para corregir el posible exceso de sodio en el suelo. También se requiere un buen drenaje y el empleo de volúmenes copiosos de riego. El agua del sondeo “Casa de los Conejos” pertenece a la categoría c4-s3, por lo tanto es agua de salinidad muy alta que en muchos casos no es apta para el riego. Sólo debe usarse en suelos muy permeables y con buen drenaje, empleando volúmenes en exceso para lavar las sales del suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad. Por último los sondeos “Pozo Salino” y “Casa del Peral” están dentro de la categoría c4-s2 y por lo tanto es agua prácticamente no apta para riego. Los resultados de los análisis se muestran en las figuras 6.33, 6.34 y 6.35.

La recarga al acuífero se produce por recarga de la lluvia, principalmente a través de las dolomías y calizas del Cretácico. No se dispone de datos del quimismo del agua de lluvia, no obstante, se han estudiado las relaciones iónicas que obedecen a los cambios hidroquímicos derivados de la composición mineralógica del acuífero. La relación iónica rMg/rCa tiene un valor de 0,99, lo que prueba que las aguas circulan por terrenos dolomíticos (Figura 6.36). Además, la relación iónica $rCl/rHCO_3$ es muy baja (Figura 6.37), lo que pone evidencia que se ha producido un aporte de sales al disolverse el $CaCO_3$ del medio. La relación rCl/rNa parece estar muy bien establecida y ser constante a lo largo de los muestreos, a excepción del “sondeo Casa Poveda Pozo Salino” (Figura 6.38). En general existe un 16 % más de Na que de Cl. El hecho de que se observe una sola recta de correlación permite suponer que, en gran medida, el origen es el mismo para todas las muestras. En general se puede decir que el agua del acuífero Ascoy-Sopalmo es un agua con un peligro Alto o muy Alto de salinización y por lo tanto hay que tomar las medidas oportunas al respecto. Las relaciones iónicas muestran una buena correlación entre el cloruro y el sodio y entre el magnesio y el calcio. Esto permite suponer que todas las aguas muestreadas pertenecen al mismo acuífero. Los datos del ion HCO_3 no se pueden asumir como demasiado fiables ya que probablemente las muestras están en equilibrio con CO_2 atmosférico y la composición es prácticamente constante entre 3 y 5 meq/l.

En cuanto a la evolución de la calidad en el acuífero, no se tienen datos lo suficientemente clarificadores para poder afirmar con rotundidad que se ha producido un empeoramiento de la misma. Esto es una nota característica en los acuíferos carbonáticos del Altiplano Murciano, los cuales han experimentado un descenso de niveles muy importante pero que no se ha traducido en un empeoramiento significativo de la calidad de sus aguas, excepto en situaciones puntuales de lixiviación de sales por emplazamientos de sondeos cerca de los bordes constituidos por materiales salinos del Keuper. No se aprecia contaminación de las aguas, excepto en el caso ya comentado del borde salino nororiental.

Tabla 6.13. Puntos muestreados

CÓDIGO	NOMBRE	Nº MUESTRA	MUESTRA
263470007	SOLANA DE SOPALMO-POZO FORMENTERA	8	JM 110
263470005	ESTRECHO MARIN-CASA DEL CHATO	9	JM 109
263480020	CASA DE LOS CONEJOS-POZO DON JOSÉ	4	JM 104
	POZO (PEND DE IDENTIF CRISTO COLUMN)	5	JM 105
263520059	FUENTE DEL PERAL	10	JM 111
263530007	SANTA MARTA	3	JM 102
263530018	POZO ASUNCIÓN I	1	JM 100
263530019	POZO ASUNCIÓN II	2	JM 101
	CASA POVEDA. POZO SALINO	6	JM 106
	POZO NOSTRUM III	11	JM 112
	BODEGA VIÑA ELENA	7	JM 108

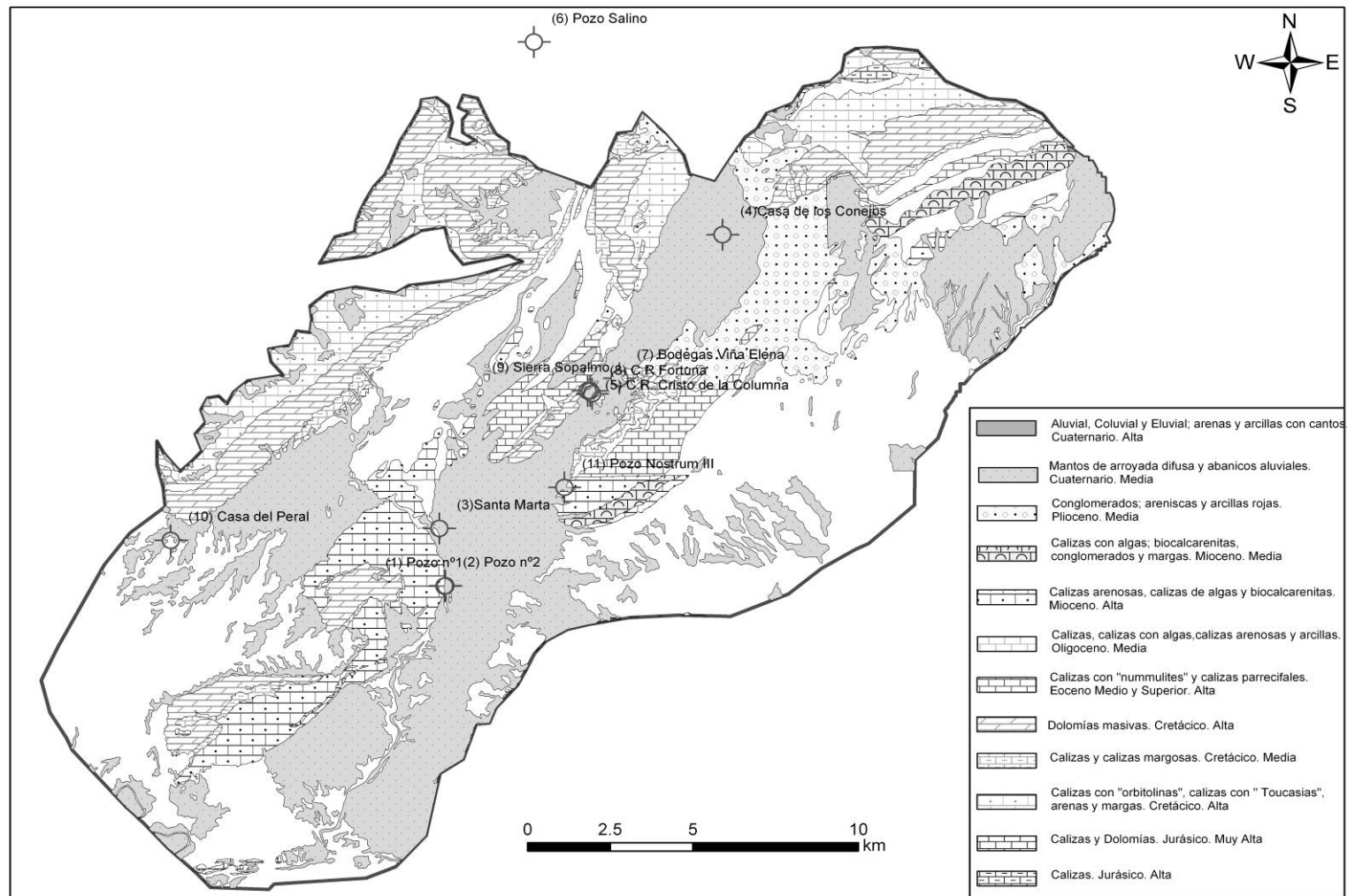


Figura 6.28. Puntos de agua muestreados para el estudio hidroquímico

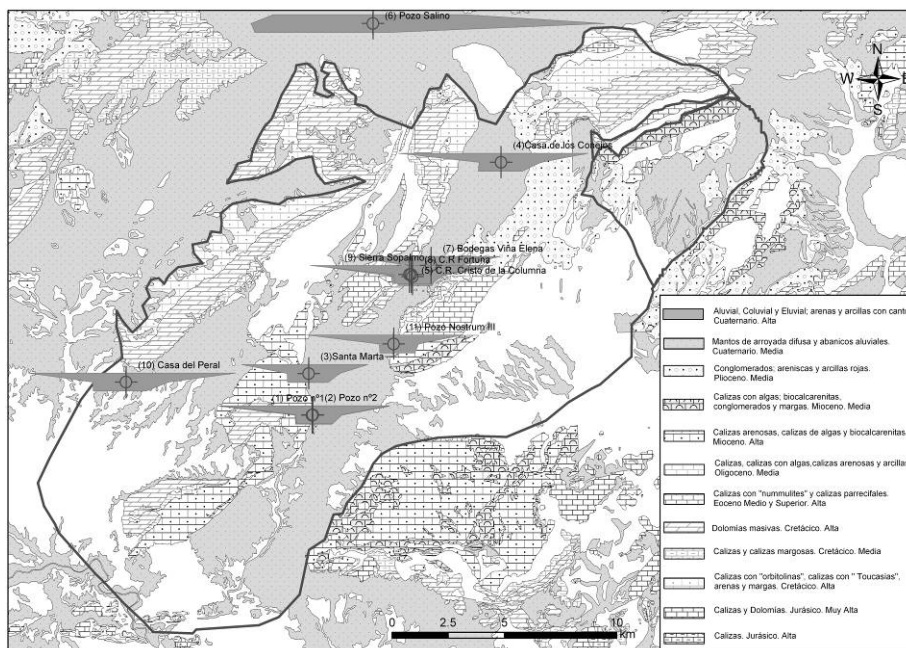


Figura 6.29. Representación de diagramas de Stiff en el acuífero Ascoy-Sopalmo

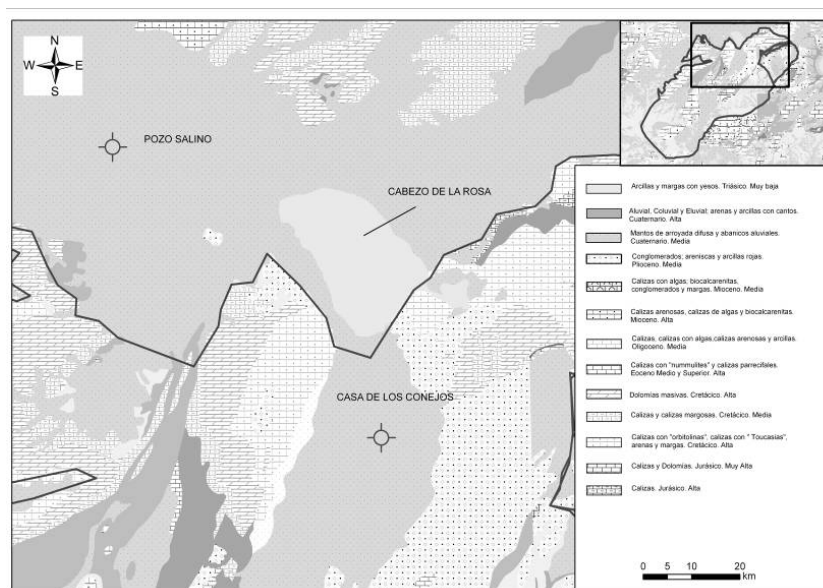


Figura 6.30. Contexto hidrogeológico del diapiro salino de la Rosa y de los sondeos muestreados "Pozo Salino" y "Casa de los Conejos"

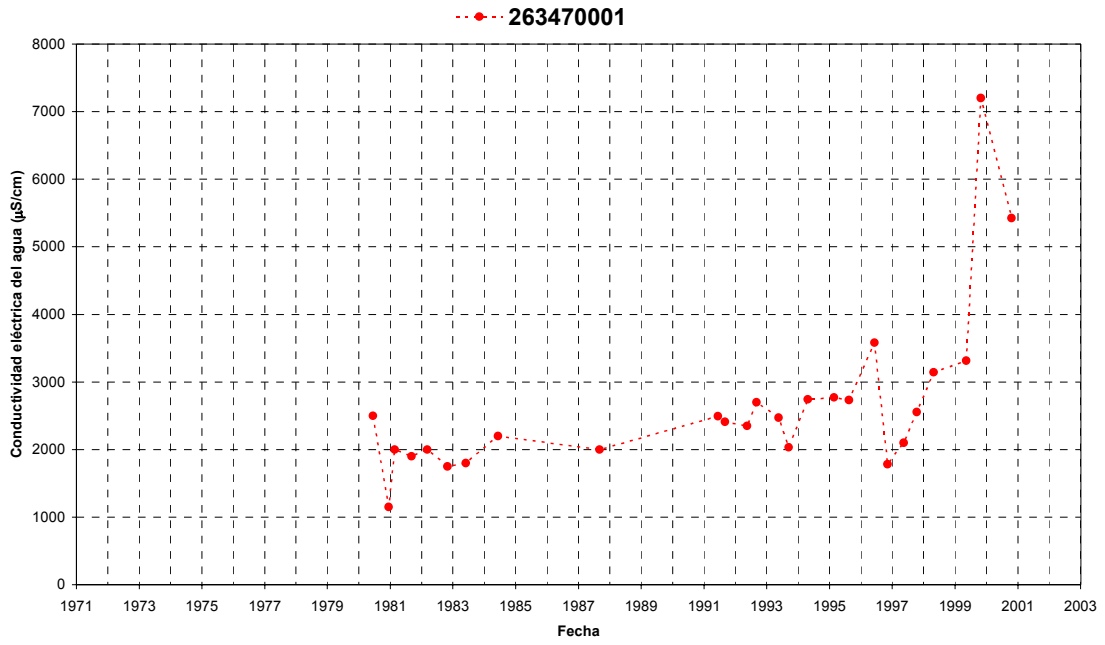


Figura 6.31. Evolución de la conductividad en el sondeo 263470001

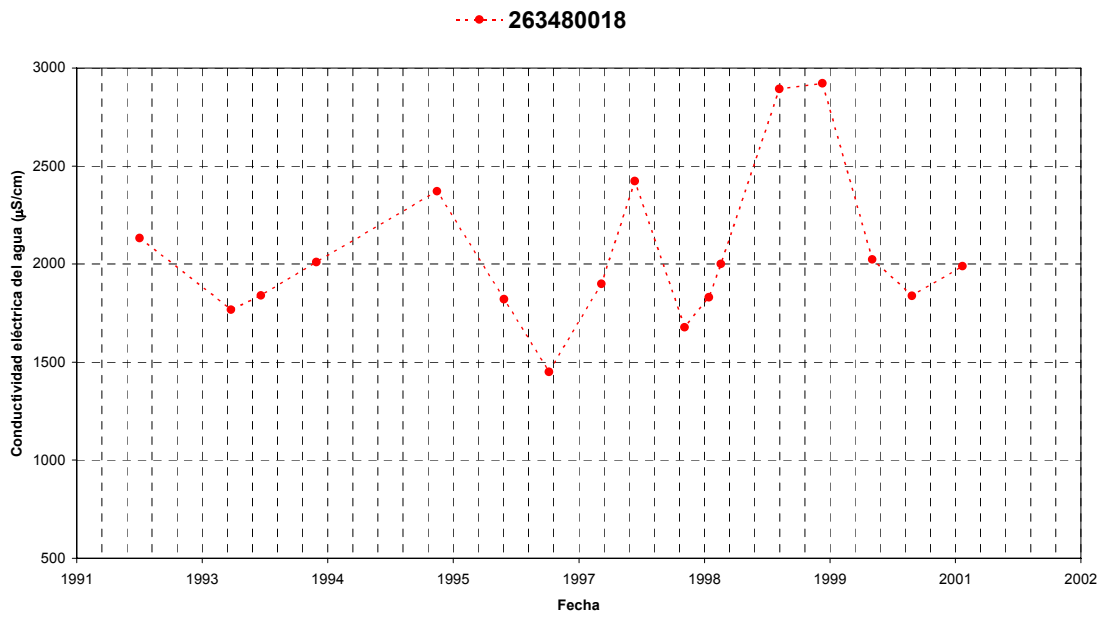


Figura 6.32. Evolución de la conductividad en el sonde 263480018

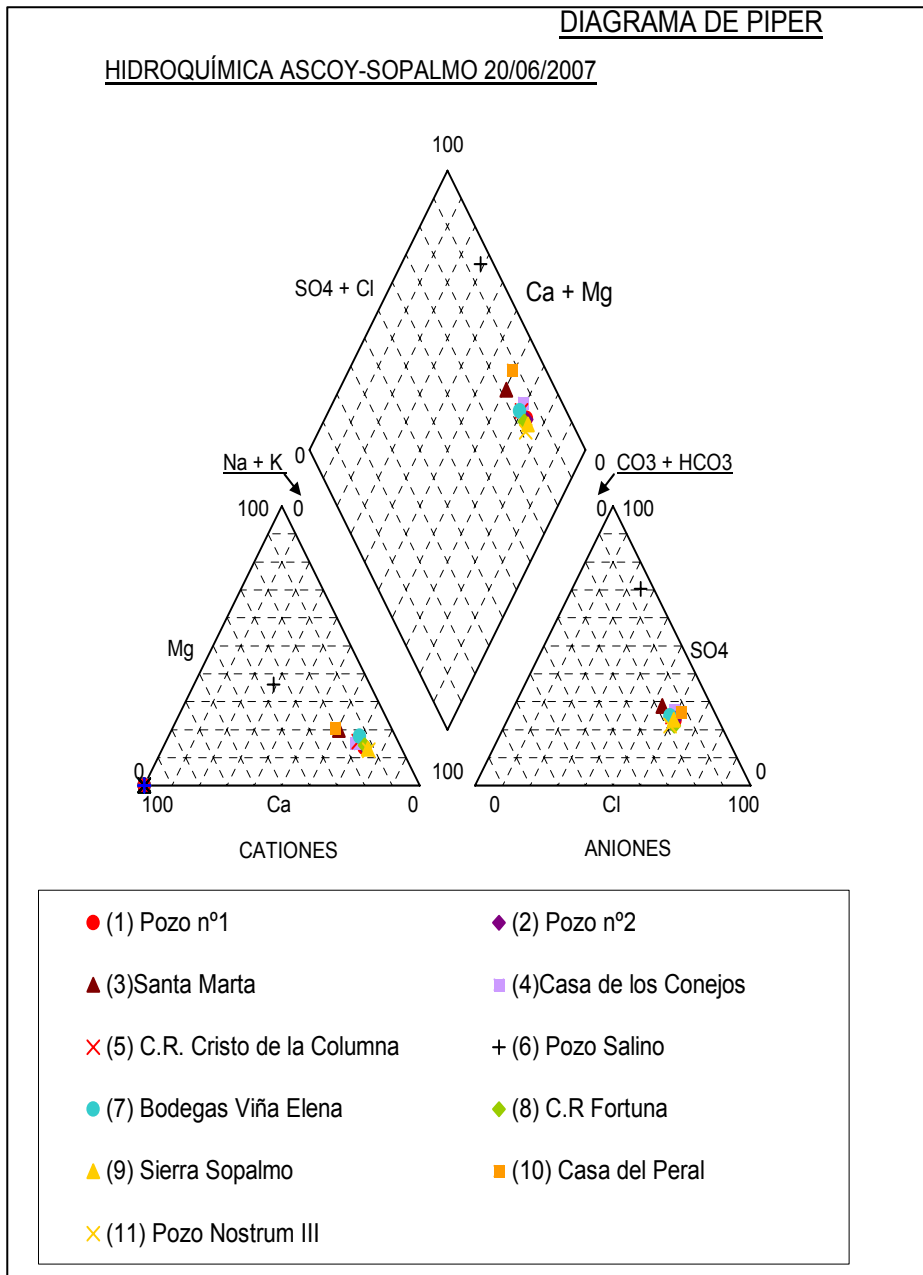


Figura 6.33. Diagrama de Piper de los puntos muestreados del acuífero Ascoy-Sopalmo

DIAGRAMA DE SCHOELLER-BERKALOFF

HIDROQUÍMICA ASCOY-SOPALMO 20/06/2007

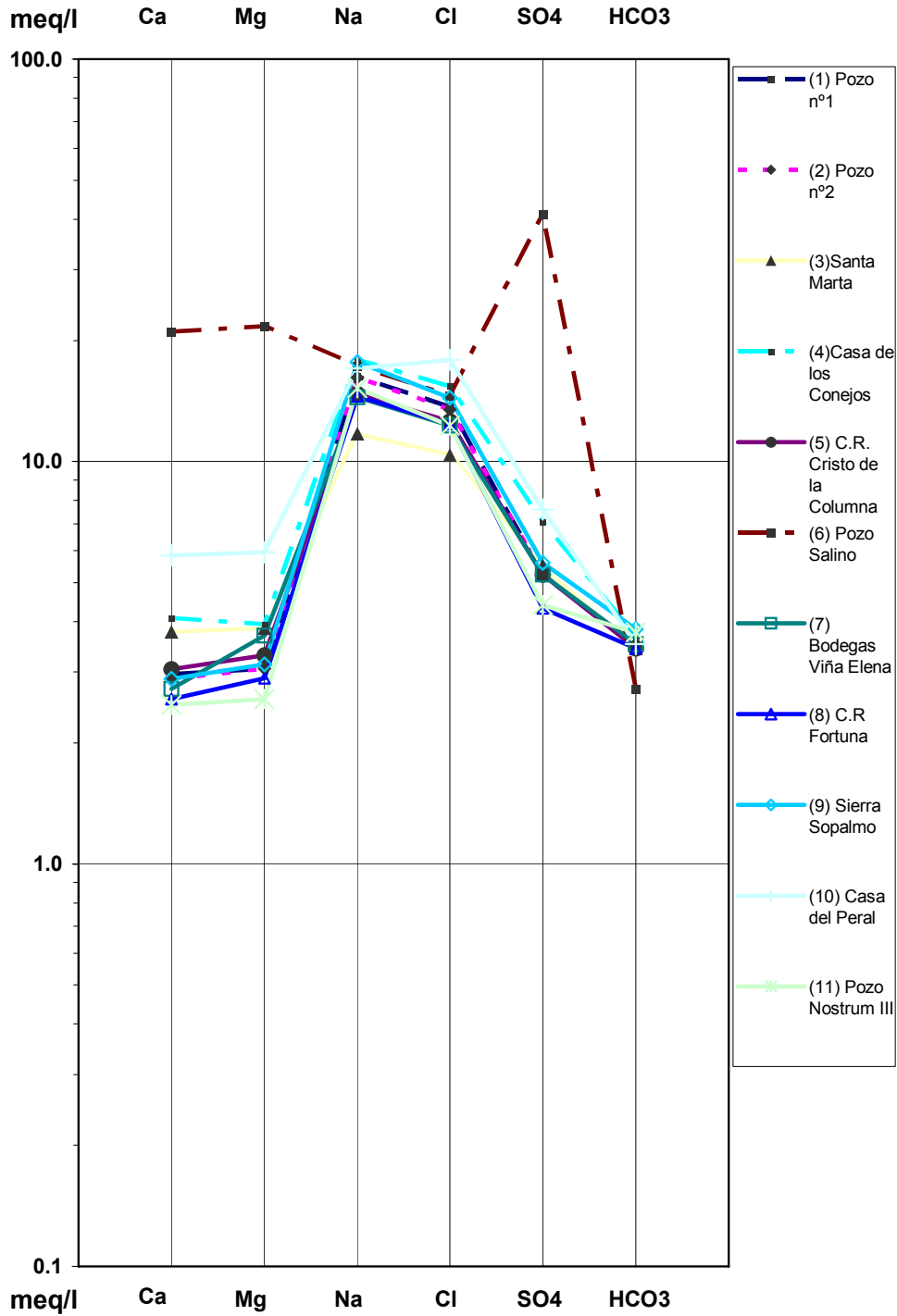


Figura 6.34. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de los puntos muestreados del acuífero Ascoy-Sopalmo

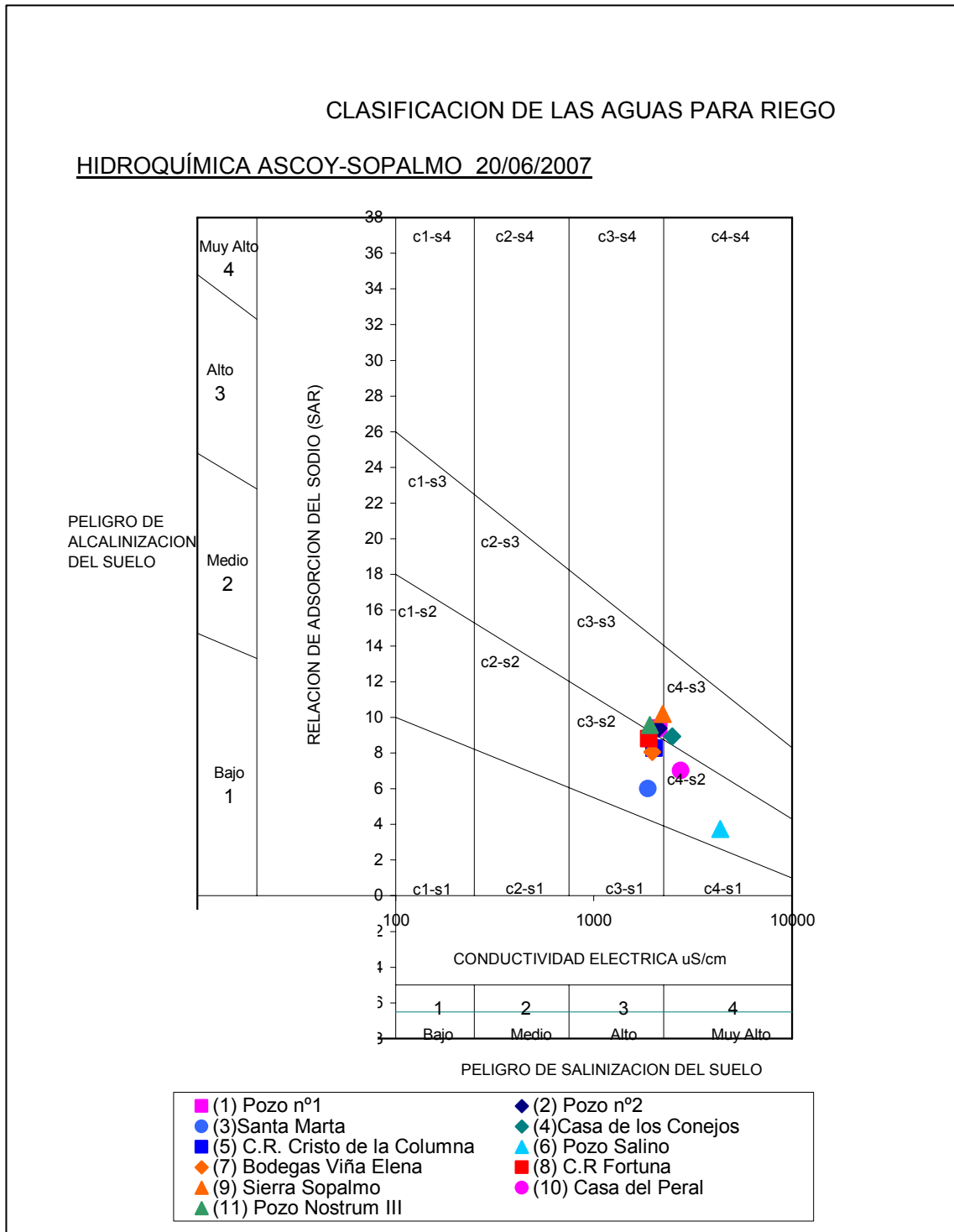


Figura 6.35. Clasificación del agua del acuífero Ascoy-Sopalmo en cuanto a la aptitud para riego (índice SAR)

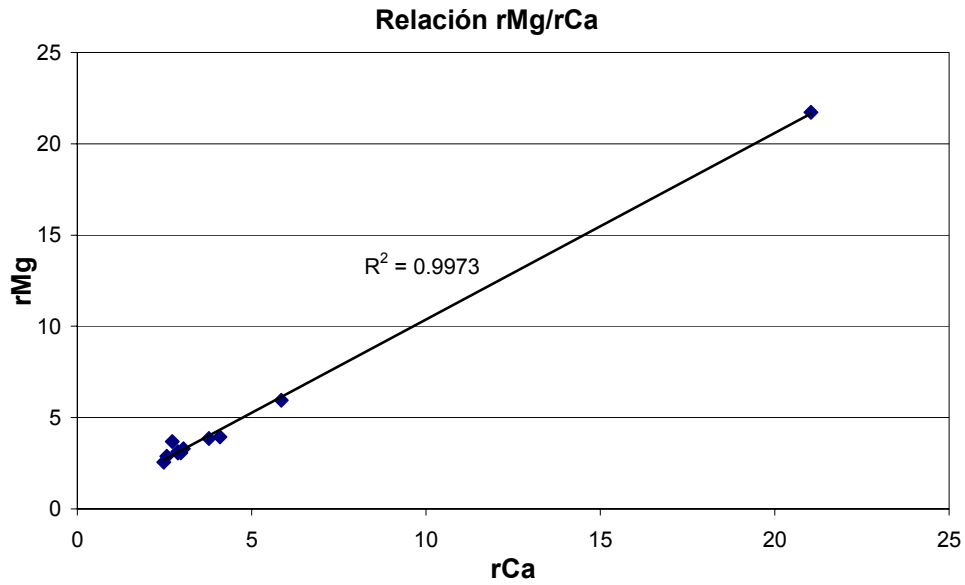


Figura 6.36. Relación iónica rMg/rCa en las muestras analizadas

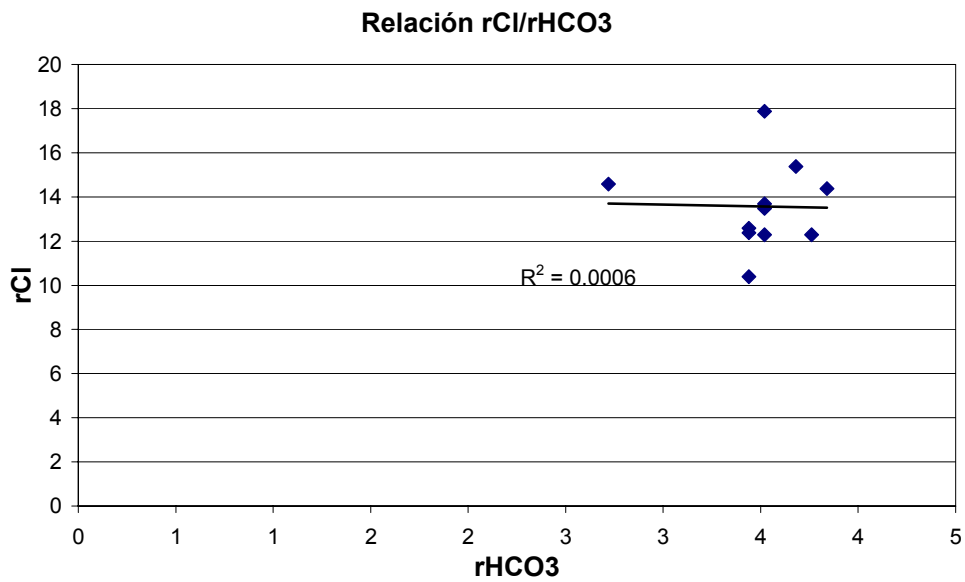


Figura 6.37. Relación iónica rCl/rHCO₃ en las muestras analizadas

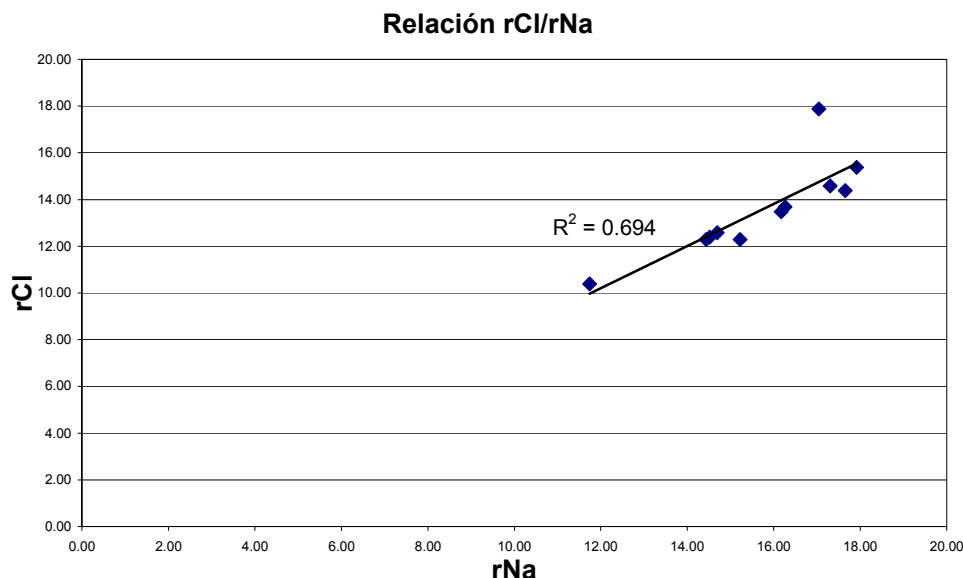


Figura 6.38. Relación iónica rCl/rNa, en las muestras analizadas

Las MASs **Jumilla-Yecla y Sierra del Castelar** tienen una composición clorurada sódica cerca de casi todos los contornos del acuífero, siendo menos mineralizada hacia el interior del acuífero y más bicarbonatada y sulfatada (IGME, 2006). Esto se justifica por la presencia de los materiales evaporíticos triásicos que funcionan de límite impermeable de todos los materiales acuíferos. Los datos que se han utilizado del sector occidental del acuífero (cercano a Jumilla) muestran una composición mayoritariamente clorurada sódica en el sector oriental (Villena), bicarbonatada y sulfatada cálcico sódica y en ocasiones magnésica en el sector central, y los pocos datos que se tienen al Oeste del acuífero, muestran una composición muy heterogénea.

Por último, la MAS **Cingla** presenta unas facies hidroquímicas dominantes de tipo bicarbonatada magnésico-cálcica. Las hidrofacies sulfatadas y/o cloruradas son achacables a la entrada al acuífero de aguas que han lavado materiales ricos en yeso y/o halita.

6.2 Modelo de flujo subterráneo del acuífero Serral-Salinas

Los modelos numéricos de flujo subterráneo son básicamente una representación matemática de un acuífero (Martínez-Santos, et al., 2008). Se comienza con la definición de un modelo conceptual y acorde con las leyes básicas de la física que rigen el flujo del agua subterránea, los modeladores determinan y modelan las condiciones de los límites físicos del acuífero. Estas incluyen la recarga, el bombeo, la interacción con cursos de agua superficial u otros fenómenos que puedan influir en el comportamiento hidráulico del sistema. Una vez calibrado y validado el modelo puede ser usado para hacer predicciones en las que la variable de salida fundamental es la variación del nivel piezométrico en el futuro. Los escenarios son normalmente diseñados como diferentes combinaciones de distintos patrones de bombeo y de recarga. Por su propia naturaleza los modelos numéricos de flujo son excelentes herramientas para representar la variabilidad espacial y temporal, aunque la resolución y precisión dependerá de cuestiones como de la cantidad de información disponible previa con la que se

disponga. El desarrollo de estos modelos sigue una metodología estandar de implementación (Anderson et al., 1992; Refsgaard et al., 2007) y está normalmente basada en un código de diferencias finitas (Harbaugh et al., 1996; Chiang et al., 2001; Chiang, 2005), cuya robustez y fiabilidad ha sido probada en numerosas ocasiones (Prommer et al., 2002; Bradley, 2002; Lin and Medina, 2003; Martinez-Santos et al., 2004; Martinez-Cortina et al., 2005; Scibek et al., 2006; Gedeon et al., 2007).

Los modelos de flujo subterráneo son elementos esenciales que requieren un desarrollo previo a los Sistemas Soporte a la Decisión, entendidos éstos como un rango superior que no sólo incluye los aspectos hidrogeológicos sino también otros de igual interés que pueden condicionar cualquier decisión de actuaciones sobre el acuífero. Durante la presente investigación y, paralelamente, al Convenio del IGME con la Diputación Provincial de Alicante se ha efectuado un modelo de flujo subterráneo del acuífero Serral-Salinas con el objetivo de mejorar su conocimiento y de analizar diferentes escenarios de gestión derivados de las políticas hidráulicas que se barajan para la zona. El presente apartado tiene por objetivo comentar los principales trabajos desarrollados. Conviene señalar que el resto de acuíferos incluidos en esta Investigación ya disponen de modelos previos por lo que no se ha considerado oportuno incidir en la elaboración de nuevos modelos en tales acuíferos, sino emplear los resultados obtenidos para su inclusión directa en el SSD.

6.2.1 Introducción

Las tareas principales desarrolladas para la elaboración del modelo de flujo subterráneo del acuífero Serral-Salinas pueden resumirse de la siguiente manera:

- Actualización del inventario de puntos de agua de la masa de agua.
- Identificación de las entidades de riego y de abastecimiento.
- Análisis del contexto sociopolítico e histórico en el que se inició la explotación por bombeo.
- Reconstrucción histórica de la explotación por bombeo.
- Realización de la cartografía geológica e hidrogeológica con leyenda única.
- Caracterización geométrica y elaboración de un modelo geométrico.
- Mejora del conocimiento del funcionamiento hidrogeológico: áreas de recarga y descarga; circulación del agua; evolución de niveles; conexiones o desconexiones espaciales y entre acuíferos; características hidráulicas.
- Balance hídrico: Evaluación de la recarga y determinación de recursos
- Caracterización hidroquímica e isotópica
- Modelo de flujo subterráneo en sentido estricto.

Para alcanzar los objetivos del presente trabajo se ha seguido una metodología clásica de investigación. En una fase inicial, se ha llevado a cabo la revisión de antecedentes bibliográficos relativos tanto a estudios previos en la zona como a la problemática de la explotación intensiva de acuíferos, y también se ha realizado una recopilación de literatura científica de gestión del agua con objeto de identificar las partes clave del trabajo y las incertidumbres del sistema a estudiar. Posteriormente, dicho análisis ha sido complementado en encuestas de campo así como de la realización de entrevistas de los dirigentes de las entidades de riego de la zona y de la interacción con los grupos de interés.

La interacción con los usuarios del agua en la zona ha servido para que, en una segunda fase, se haya hecho una revisión y actualización exhaustiva del inventario de puntos de agua con la información obtenida en campo. Seguidamente se ha realizado una reconstrucción histórica de

la explotación por bombeo desde su origen, para lo cual se han investigado las fechas de ejecución de los sondeos, su vida útil y fechas de abandono, así como las reperforaciones y sustituciones, los caudales de extracción de cada captación y la evolución de las áreas de riego atendidas por cada captación. En relación a las características hidroquímicas, se ha realizado una campaña de toma de muestras para determinación de componentes mayoritarios e isótopos. El análisis piezométrico ha sido decisivo para conocer las relaciones hidráulicas entre distintos sectores del acuífero.

La tercera fase ha consistido en la elaboración del modelo de flujo subterráneo en sentido estricto. Se ha requerido un especial esfuerzo para efectuar la definición geométrica del sistema modelizado coherente con la piezometría y las profundidades de ejecución de los sondeos. Tras la calibración del modelo en régimen estacionario y transitorio se ha realizado el diseño y la simulación de escenarios de gestión hídrica en base al modelo de flujo elaborado.

De acuerdo con la delimitación establecida en el estudio “Normas de explotación de unidades hidrogeológicas de la Cuenca del Vinalopó y zonas adyacentes de Alicante” (CHJ, 1994), el acuífero estudiado pertenece a la Unidad 08.42 “Carche-Salinas”, cuya superficie es de 202 km², de los cuales, 179 km², corresponden al acuífero Serral-Salinas; en dicho estudio se diferencian otros dos acuíferos (Carbonera y Cabrera). Por otro lado, según la definición de unidades del Plan Hidrológico de Cuenca del Segura, la unidad hidrogeológica 07.10 “Serral-Salinas” sólo está compuesta por un solo acuífero del mismo nombre.

La Unidad Hidrogeológica de Serral-Salinas tiene una extensión de 197 km², entre las provincias de Alicante y Murcia. Los límites de esta unidad fueron modificados y se procedió al cambio de denominación de la misma de “Carche-Salinas” a “Serral-Salinas”.

La antigua unidad de Carche-Salinas con una extensión de 270 km², incluía las Sierras de Carche, Pansas, Serral, Salinas y Collado, todas ellas situadas al Norte de la unidad. Al Sur de ésta, solo existen algunos pequeños cerros como el de la Raja, Centenera y Rincón de Don Pedro. Topográficamente, las zonas de pendiente suave están comprendidas entre 600 y 700 m.s.n.m., si bien los valores extremos son de un mínimo de 475 m.s.n.m. en la depresión cerrada de Salinas y de un máximo de 1371 m.s.n.m. en el vértice geodésico del Carche

La modificación de los límites se realizó acorde con unas investigaciones mediante geofísica eléctrica “Investigación Geoeléctrica en las Sierras del Carche y Sopalmo” (ITGE, 1991), “Campaña de geofísica electromagnética (S.E.M) en el área de Carche-Salinas” y sondeos de investigación (Carche I) propuesto en el “Estudio Hidrogeológico de la Sierra del Carche” (IGME, 1985), que indicaron que la Sierra de Carche está conectada hidráulicamente con el sistema de Ascoy-Sopalmo y no con la Sierra de Salinas.

Respecto a la definición actual de Masas de Agua Subterránea requeridas por la Directiva Marco del Agua se observa que en el ámbito de gestión de la Demarcación del Júcar, la denominada actualmente como Masa de Agua Subterránea “080.070 Sierra de Salinas” incluye los acuíferos Serral-Salinas y Cabrera definidos por la Diputación Provincial de Alicante, y la porción de acuífero situado en el ámbito de la Cuenca del Segura se denomina Masa de Agua Subterránea “070.027 Serral-Salinas”.

Como ya se dijo anteriormente, el acuífero Serral-Salinas tiene unos 53 km² correspondientes a afloramientos permeables constituidos mayoritariamente por calizas y dolomías masivas del

Cretácico superior (Cenomaniense-Turonense) y calizas con orbitolinas, calizas con Toucasias, arenas y margas del Cretácico inferior (Barremiense-Aptiense-Albiense), que pueden observarse al norte, en las sierras de Serral y Salinas. Existen otros afloramientos permeables al sureste en la sierra de la Sima compuestos por calizas con algas, biocalcarentas, conglomerados y margas del Mioceno inferior (Aquitaniense-Burdigaliense), calizas arenosas, calizas de algas y biocalcarentas pertenecientes al Mioceno medio (Langiense-Serravaliense) y arcillas, margas, conglomerados y calizas del Serravaliense. Otros afloramientos de menor extensión corresponden a calizas y dolomías del Jurásico con permeabilidad muy alta que aparecen en la parte más occidental del acuífero, al norte del municipio de Salinas. Esta zona parece constituir un sector independiente al no existir continuidad litológica e hidráulica con la zona central del acuífero y cuya descarga en régimen natural se producía en la fuente de Salinas con un caudal estable de 40 l/s, hasta principios de la década de los años 60 en la que fue reduciendo su caudal hasta secarse.

El modelo numérico de flujo subterráneo permite integrar y sintetizar toda la información hidrogeológica previa disponible, y simular distintas hipótesis de funcionamiento del acuífero con diversos escenarios climáticos y/o de explotación así como la influencia de dichos escenarios en la evolución tanto del balance como en los niveles piezométricos. El código empleado ha sido el MODFLOW (versión Visual Modflow 3.0) primeramente calibrado en régimen estacionario con la finalidad de ajustar los principales parámetros de flujo en condiciones de régimen natural y, posteriormente, en régimen transitorio (Octubre 1956 a Septiembre de 2006).

6.2.2 Definición y descripción del modelo de flujo

Teniendo en cuenta el modelo hidrogeológico conceptual se ha definido un modelo numérico compuesto por 16 capas, si bien realmente se ha trabajado con aquellas en las que se realizan los principales intercambios de agua. En la figura 6.39 se muestran las relaciones entre litologías y capas identificadas. Los límites del modelo numérico se han adaptado y modificado ligeramente respecto a los límites del acuífero de la DPA y los Organismos de Cuenca (Figura 6.40).

Capa	Edad	Litología (Leyenda única)	Permeabilidad
Capa 1	Cuaternario (Q)	Q3 Lagunar, Playas y Limos de inundación; arcillas y limos a veces con sales	Baja
		Q2 Mantos de arroyada difusa y abanicos aluviales conglomerados; arenas y arcillas	Media
		Q1 Aluvial, Coluvial y Eluvial; arenas y arcillas con cantos	Alta
Capa 2	Plioceno (Pl)	Conglomerados; areniscas y arcillas rojas	Media
Capa 3	Mioceno 3 (M3)	Arcillas, margas, conglomerados y calizas	Baja
Capa 4	Mioceno 2 (M2)	Calizas arenosas, calizas de algas y biocalcarentas	Alta
Capa 5	Mioceno 1 (M1)	Calizas con algas, biocalcarentas, conglomerados y margas	Media
Capa 6	Oligoceno 2 (O2)	Calizas, calizas con algas, calizas arenosas y arcillas	Media
Capa 7	Oligoceno 1 (O1)	Conglomerados, areniscas, arcillas y margas	Baja
Capa 8	Eoceno 2 (E2)	Calizas con "nummulites" y calizas parrrecifales	Alta
Capa 9	Eoceno 1 (E1) y Paleoceno (P)	Margas verdes / Calcarentas y margas	Muy baja
Capa 10	Cretácico 6 (C6)	Calizas y calizas margosas	Media
Capa 11	Cretácico 5 (C5)	Dolomías masivas	Alta
Capa 12	Cretácico 4 (C4)	Arenas y arcillas versicolores	Baja
Capa 13	Cretácico 3 (C3)	Calizas con "orbitolinas", Calizas con "Toucasias", arenas y margas	Alta
Capa 14	Cretácico 2 (C2)	Areniscas, margas y arenas.	Baja
Capa 15	Cretácico 1 (C1)	Calizas y calizas arenosas	Alta
Capa 16	Jurásico (J)	J2 Calizas	Alta
		J1 Calizas y Dolomías	Muy alta
Capa 17	Triásico (Tk)	Arcillas y margas con yesos (Facies Keuper)	Muy baja

Figura 6.39. Asignación de capas del modelo de flujo

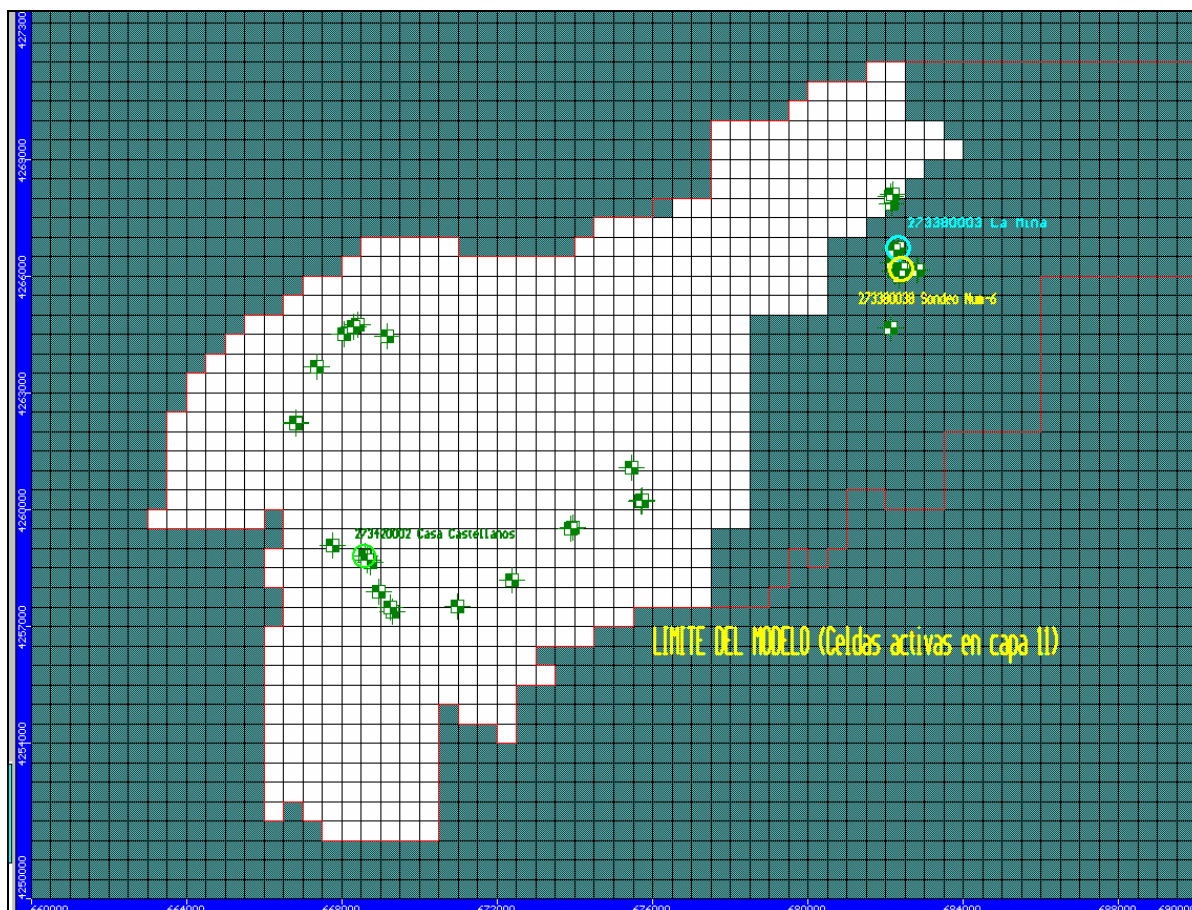


Figura 6.40. Límite, discretización espacial y ubicación de los puntos de observación considerados

La elaboración de la geometría del modelo numérico ha requerido de la definición de 17 superficies iniciales para representar las litologías indicadas en la figura 6.39. La topografía ha sido obtenida a partir de las cartografías digitales a escala 1:25.000 del IGN. Para la elaboración del resto de superficies se han tenido en cuenta tanto las columnas litoestratigráficas disponibles de sondeos, como los resultados de la interpretación de las campañas geofísicas realizadas en estudios previos e interpretación de cortes geológicos.

La discretización espacial del modelo ha sufrido modificaciones a medida que se han ido obteniendo diferentes avances parciales del modelo. El modelo está definido por una malla de diferencias finitas de 500x500 m, con 60 columnas en la dirección X (O-E) y 46 filas en la dirección Y (N-S), y se ha trabajado entre las coordenadas UTM $X_{min}=660.000$; $X_{max}=690.000$; $Y_{min}=4.250.000$; $Y_{max}=4.273.000$ (Figura 6.40). Respecto a la discretización temporal, el modelo transitorio ha sido calibrado con un paso de tiempo mensual para el periodo comprendido entre octubre de 1956 y septiembre de 2006 (50 años).

Las condiciones de contorno consideradas en el modelo han sido de dos tipos: flujo nulo, y dren. La condición de caudal nulo, que es un caso especial de la condición de Neumann, (Cheng et al., 2005), se ha considerado para la base, los límites principales del modelo numérico, así como las celdas impermeables en cada capa del modelo.

La condición de dren se ha empleado para simular el comportamiento de la descarga a través del manantial de Salinas en régimen natural o poco influenciado. Los parámetros que requiere

esta condición son la conductancia (obtenida durante la calibración) y la cota de surgencia que se ha obtenido a partir de su ubicación exacta.

La incorporación de la recarga al modelo de flujo se realiza sin diferenciar entre la producida por infiltración del agua de lluvia y/o por infiltración de retornos de riego, ésta última despreciable, al ser muy reducida la superficie de cultivos sobre los afloramientos permeables principales. Por tanto, sólo se ha considerado recarga natural procedente de la infiltración de la precipitación, cuyos datos han sido obtenidos previamente mediante el modelo de balance hídrico Visual Balan.

Los parámetros hidráulicos inicialmente considerados se han obtenido de fuentes de información disponibles tales como ensayos de bombeo, valores obtenidos en estudios previos y bibliografía hidrogeológica. A partir de los valores disponibles se realizó una zonificación inicial, tanto para la conductividad hidráulica como para el coeficiente de almacenamiento, teniendo en cuenta el modelo hidrogeológico conceptual. En los valores de conductividad hidráulica se ha supuesto un medio isótropo ($K_x = K_y = K_z$), dado que no se disponen de valores como para realizar mayores diferenciaciones. Con respecto a los parámetros relacionados con el almacenamiento, se han definido varias zonas iniciales teniendo en cuenta la información previa disponible, espesores considerados en el modelo numérico y valores típicos de porosidades. Durante la fase de ajuste y calibración en régimen transitorio se han ido modificando estos valores, teniendo en cuenta: el carácter libre o cautivo de cada capa, el espesor medio de cada capa y los resultados preliminares obtenidos. En las tablas 6.14 y 6.15 se muestran los parámetros finalmente calibrados.

Tabla 6.14. Permeabilidades calibradas en el modelo de flujo

Zona	$K_x=K_y=K_z$ (m/día)	Capa
1	1	No asignado
2	3	1,2,4-9,
3	3	10, 11, 15
4	1	12, 14
5	3	13
6	4	No asignado
7	0,1	3
8	15	16

Tabla 6.15. Parámetros de almacenamiento calibrados en el modelo de flujo

Zona	Ss (m)	Sy	Capa
1	5,11E-5	0,00051	No asignado
2	6,50E-5	0,00050	Zona occidental (celdas activas capas 2 a 16)
3	5,11E-5	0,00051	No asignado
4	8,30E-6	0,00500	Zona oriental (celdas activas capas 2 a 16)
5	0,01	0,01000	Zona oriental (capa 4; sector Mioceno)
6	0,10	0,10000	Capa 1

Los datos de bombeo se han introducido en el modelo transitorio, a nivel mensual para el periodo 1956/57-2005/06. La explotación se han obtenido mediante encuestas de campo tal y como se describe en el correspondiente capítulo. En el modelo de flujo se han introducido un total de 45 captaciones que concentran la explotación total del sistema. En la figura 6.41 puede observarse la distribución espacial de los bombeos introducidos. Cada captación se ha ranurado en el correspondiente tramo acuífero de explotación.

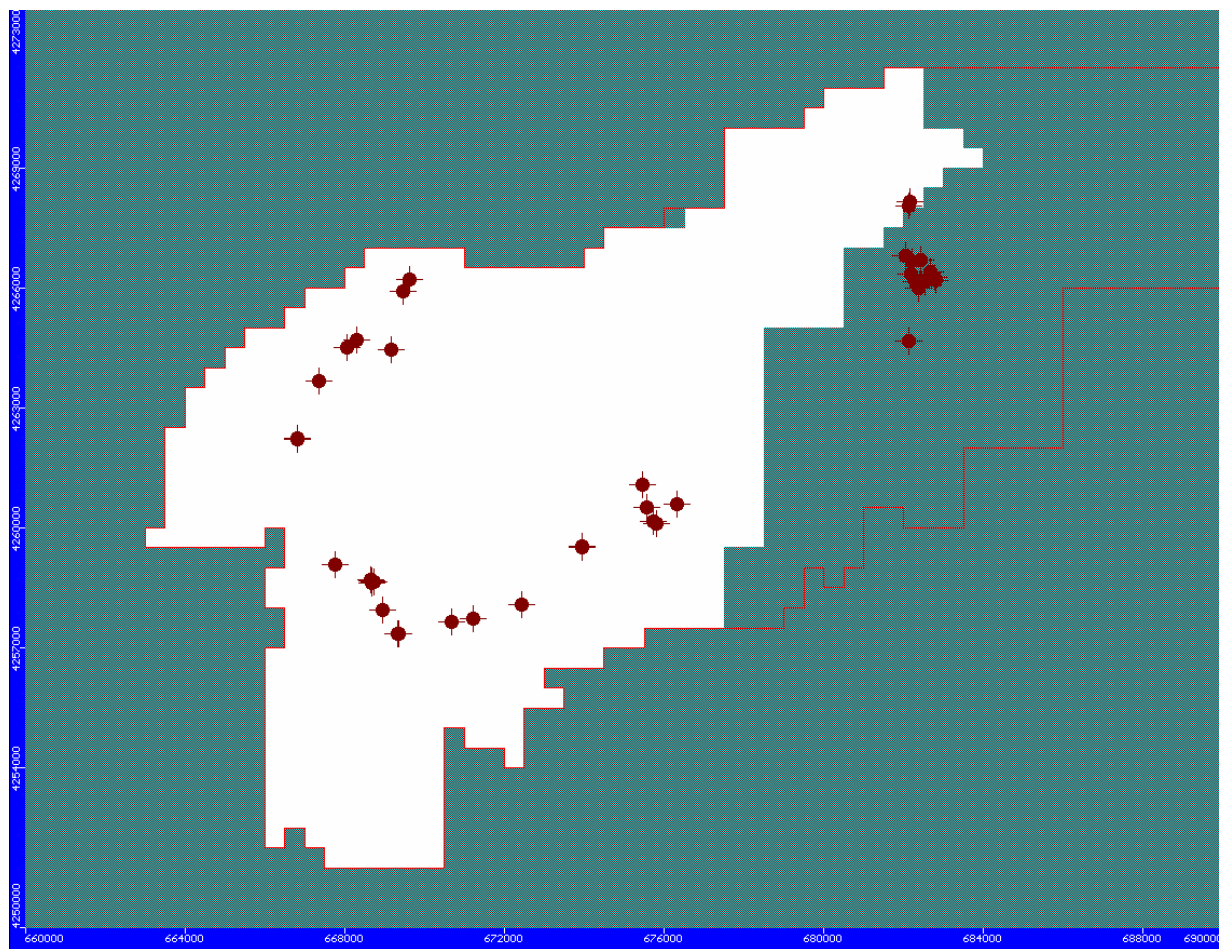


Figura 6.41. Explotación por bombeo considerada en el modelo de flujo (vista de la capa 11)

Finalmente, los puntos de observación piezométrica del modelo estacionario se han considerado para los niveles estimados de régimen natural en las zonas occidental (entre 510 y 530 m snm) y oriental (460-475 m snm); tales valores han sido tenidos en cuenta en la calibración. En el modelo transitorio se han introducido 37 puntos de observación, si bien, dada la cercanía de algunos puntos, la similitud de cotas piezométricas y los posibles errores de nivelación no resultan posibles calibraciones de detalle; por ello, finalmente las comparaciones entre niveles observados y calculados se han reducido a puntos representativos de cada tramo acuífero.

6.2.3 Modelos calibrados

Los criterios utilizados durante el ajuste iterativo y calibración del modelo han sido los usuales en modelos de flujo: a) funcionamiento hidrogeológico regional: esquema, dirección y sentido del flujo, b) comparación entre niveles medidos y calculados y c) balances hídricos generales y zonales.

6.2.3.1 Régimen estacionario

A partir de información disponible y del modelo conceptual se ha elegido el periodo previo a la puesta en explotación del acuífero como representativo para simular y calibrar el funcionamiento en condiciones de régimen estacionario. Los resultados obtenidos indican que los niveles calculados por el modelo encajan razonablemente con los valores atribuibles al

régimen natural; en concreto, en la zona centro-occidental las isopiezas están comprendidas entre 510 y 515 m snm, con un flujo hacia el noreste, y en la zona de Salinas los niveles caen bruscamente a 460 m snm. Este modelo de funcionamiento implica la conexión en régimen natural entre ambos sectores del acuífero, aunque con la geometría introducida en el modelo, dicha conexión se realiza por un sector muy localizado donde se generan elevados gradientes. La complejidad geológica de la zona y las incertidumbres respecto a las potencias de las formaciones y su estructura en profundidad son difíciles de reproducir con el modelo. En las figuras 6.42 y 6.43 se presentan los mapas de isopiezas obtenidos para los tramos cretácico y jurásico de Salinas.

Respecto al balance hídrico, se ha verificado que el modelo incorpora toda la recarga introducida (5,1 hm³/año) distribuida en dos sectores: Serral-Pinoso (3,5 hm³/año), y zona de Salinas (1,6 hm³/año). Todas las salidas se realizan por la única condición de contorno del manantial de Salinas que se ha introducido como dren.

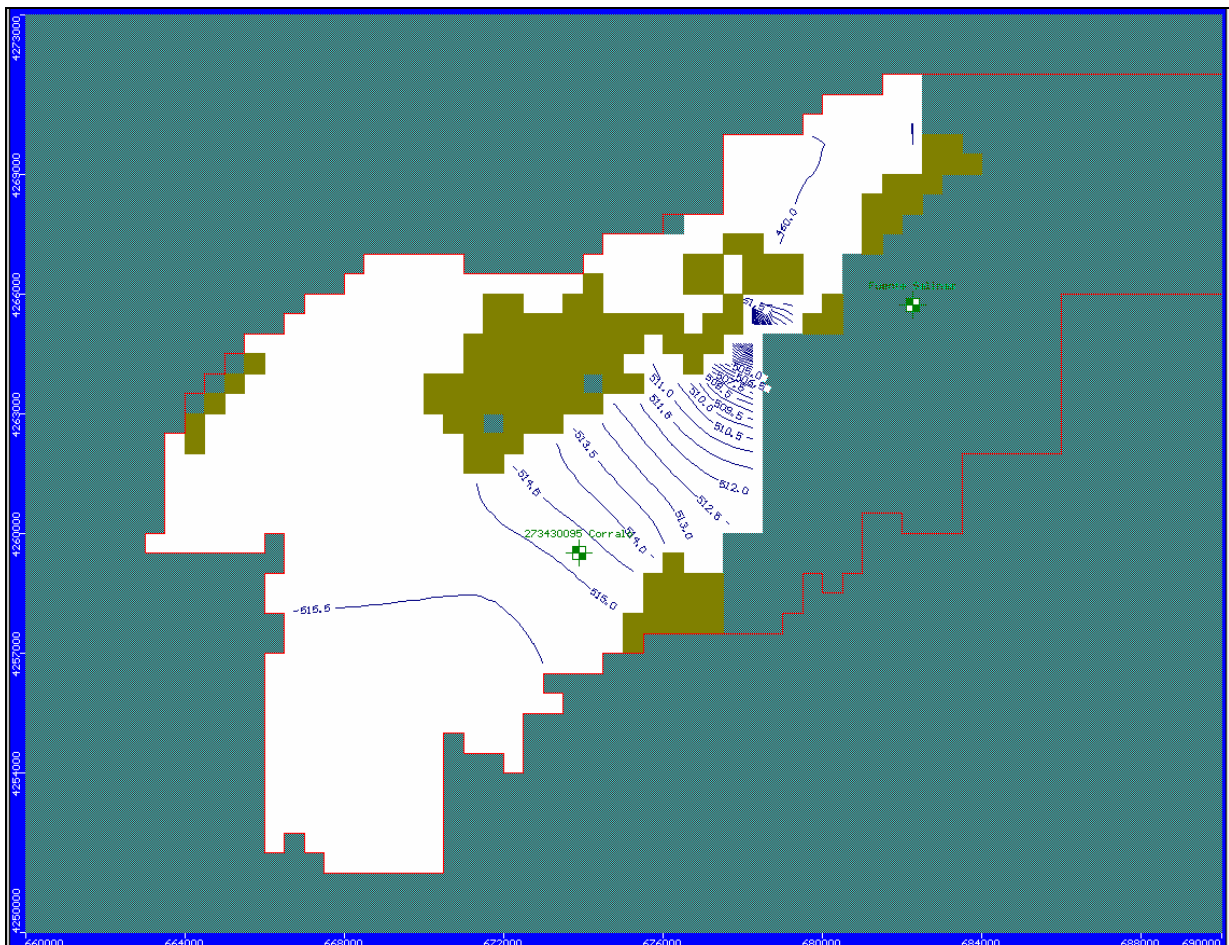


Figura 6.42. Isopiezas en régimen estacionario en el sector centro-occidental. Los niveles piezométricos son equivalentes en la capa n° 13 correspondiente al Cretácico inferior (C3) captado en la Hoya del Mollidar, y en la capa n°11 del Cretácico Superior (C5; tramo acuífero principal)

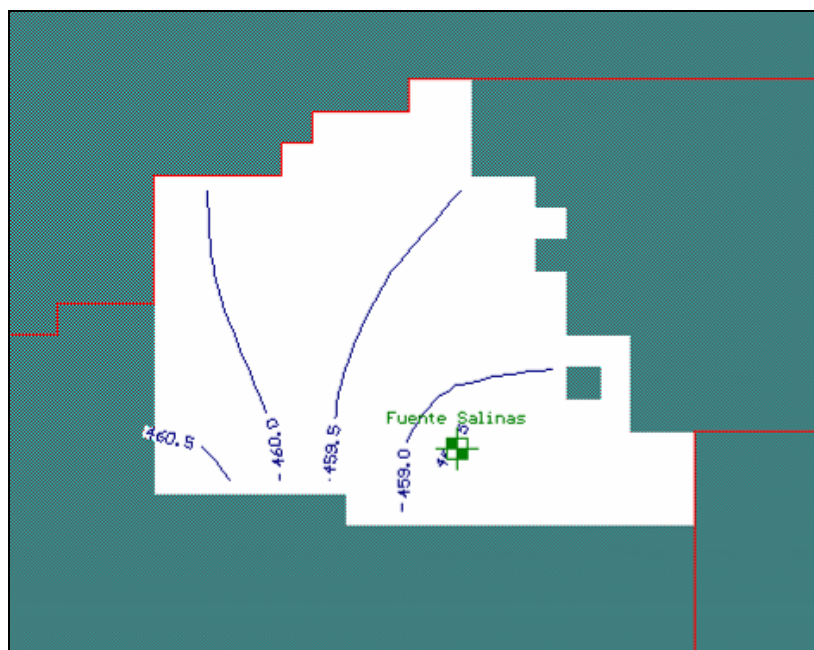


Figura 6.43. Isopiezas en régimen estacionario en el sector oriental. Vista de la capa 16 (Jurásico de Salinas), con valores equivalentes al Mioceno

6.2.3.2 Régimen transitorio

Una vez obtenido un ajuste coherente en estacionario, se ha procedido a la simulación y calibración del modelo en transitorio en el periodo entre octubre-1956 a septiembre-2006. La discretización temporal ha sido mensual, en coherencia con la información previa disponible. Se han considerado meses de 30 días, por lo que el periodo total abarca 18000 días.

En la entrada de datos se ha considerado la evolución temporal de la recarga y la explotación por bombeo. La condición de contorno de dren se ha mantenido constante dada la ausencia de datos al respecto. Los puntos y datos de observación disponibles para la calibración en régimen transitorio se han reducido a los puntos representativos de los tramos captados que disponen de suficiente registro piezométrico. El proceso de ajuste y calibración ha sido iterativo, de forma que a partir de la piezometría obtenida en régimen estacionario (condiciones iniciales) se han tanteando los parámetros de almacenamiento y la conductividad hidráulica, calibrando mediante la comparación de los niveles piezométricos medidos y calculados. Dicha comparación se ha realizado analizando su variabilidad espacial y evolución temporal. Se ha considerado, además, el orden de magnitud y evolución de los principales términos de balance.

La evolución mensual tanto de la recarga como de la explotación por bombeo durante el periodo 1956-2006 se ha obtenido de estudios realizados ex profeso. En el caso de la recarga, los valores previamente calculados se han distribuido espacialmente, evitando las celdas que por quedar secas puedan eliminar la recarga introducida. Con respecto a la explotación por bombeo, los datos se han introducido mediante pozos de extracción, considerando tanto la situación del pozo (coordenadas UTM) como tramo acuífero implicado; para ello, se ha definido un tramo de rejilla coherente con la geometría del modelo numérico. Con respecto a las condiciones de contorno de dren, la ausencia de datos ha llevado a mantener los valores de conductancia calibrados en estacionario.

En el tramo Mioceno, el error medio absoluto para la totalidad del periodo es de 17 m, aunque se reduce considerablemente en los tiempos más recientes (figura 6.44). En la Figura 6.45. se compara la evolución temporal entre niveles observados y calculados para los 6 puntos con registro periódico. Durante los pasos de tiempo intermedios, el modelo no reproduce adecuadamente los niveles, tendiendo a quedar sistemáticamente por encima de los observados; sin embargo para los valores finales sí existe un razonable buen ajuste teniendo en cuenta que los niveles observados están influenciados por el bombeo.

En el tramo Jurásico, los resultados obtenidos indican que los niveles medidos presentan un buen ajuste con respecto a los calculados con un error medio absoluto para el punto de observación 273380003 de 9.9 m (error medio 8.9 m) (Figura 6.46). En la figura 6.47 se presentan las evoluciones temporales de niveles calculados por el modelo y su comparación con las medidas reales, con un buen ajuste general salvo en los tiempos intermedios.

Respecto al tramo Cretácico, existe coincidencia de niveles piezométricos entre el C3 (cretácico inferior) y C5 (cretácico superior), por lo que se han representado en un mismo gráfico (Figuras 6.48 y 6.49). El error medio absoluto de todo el periodo con datos disponibles en el punto 273420002 es de 10,2 m (error medio de -6,2 m). La evolución temporal de niveles muestra un ajuste razonable en casi todo el periodo.

En las figuras 6.50 y 6.51 se ha simplificado la información representada de tal manera que se ha escogido un punto representativo de cada tramo acuífero, lo que permite apreciar con mayor claridad el ajuste entre niveles medidos y calculados por el modelo, que mejora especialmente para el tramo final del periodo considerado. El ajuste deficiente en los tiempos intermedios viene muy condicionado por los bombeos introducidos en el modelo, cuya cuantificación ha resultado difícil y contiene determinadas incertidumbres.

Respecto a las isopiezas, las figuras 6.52 a 6.55 muestran los resultados obtenidos para el último día simulado, que correspondería a la situación actual.

En las figuras 6.56 y 6.57 se han representado los componentes del balance hídrico con valores acumulados para todo el periodo de estudio, y en volúmenes diarios para las descargas por el manantial de Salinas y la explotación por bombeo. En ficheros anexos se adjunta información detallada de los balances.

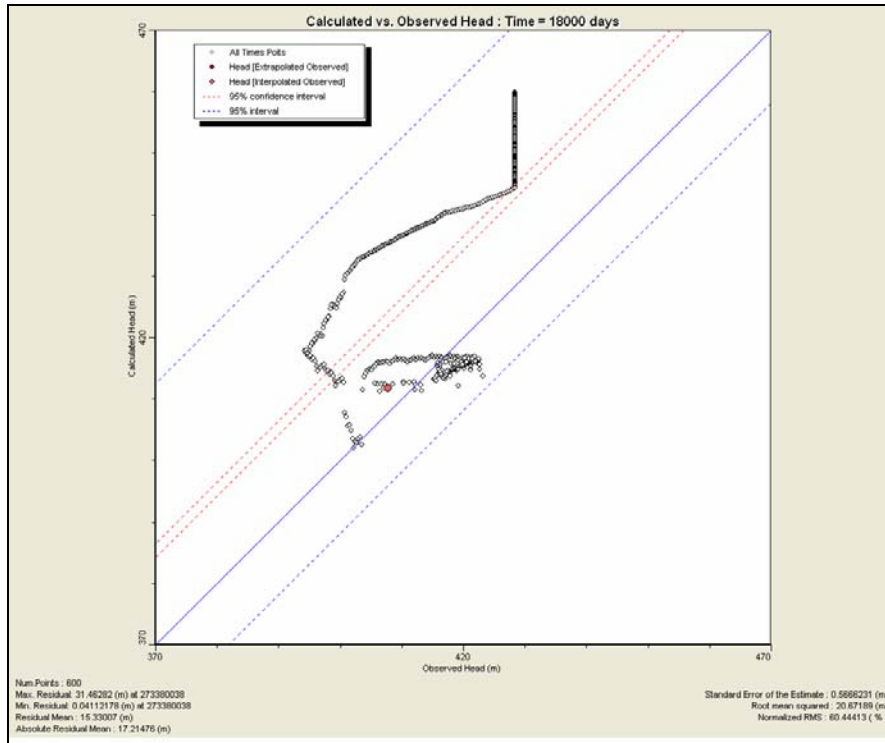


Figura 6.44. Niveles observados versus calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en un punto de control representativo del tramo Mioceno: 273380038

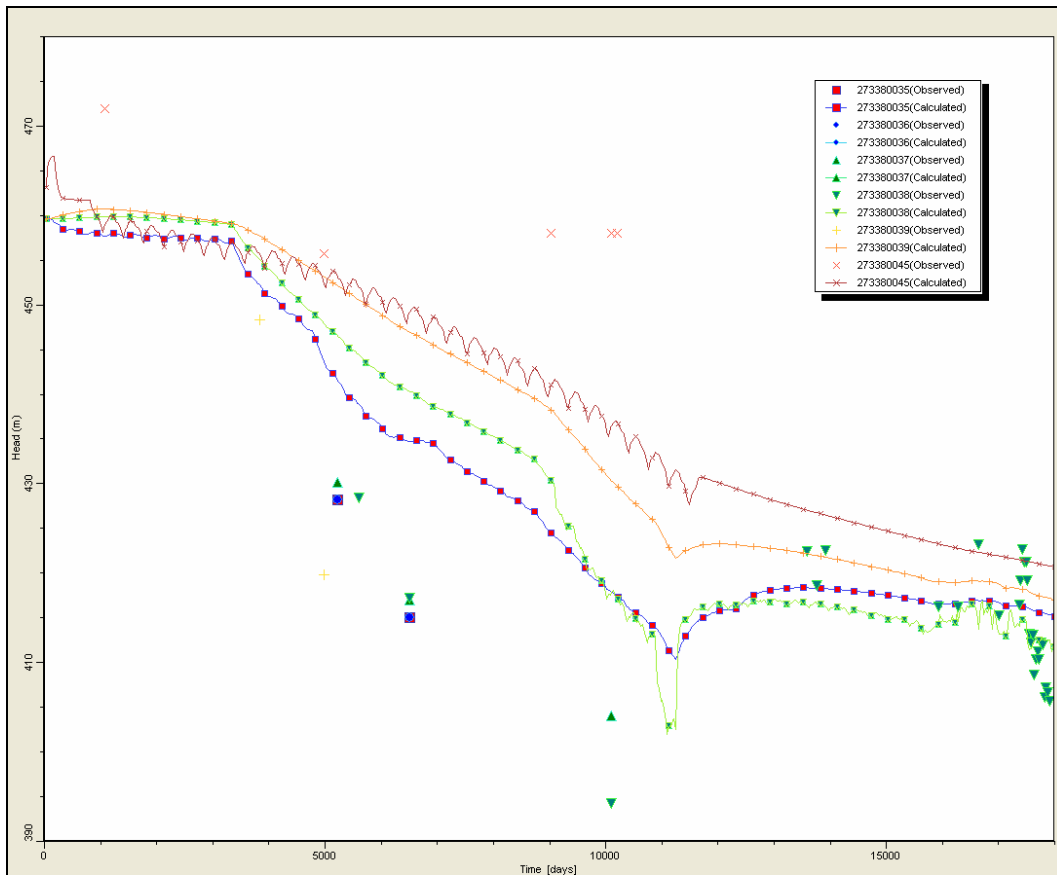


Figura 6.45. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos del tramo Mioceno

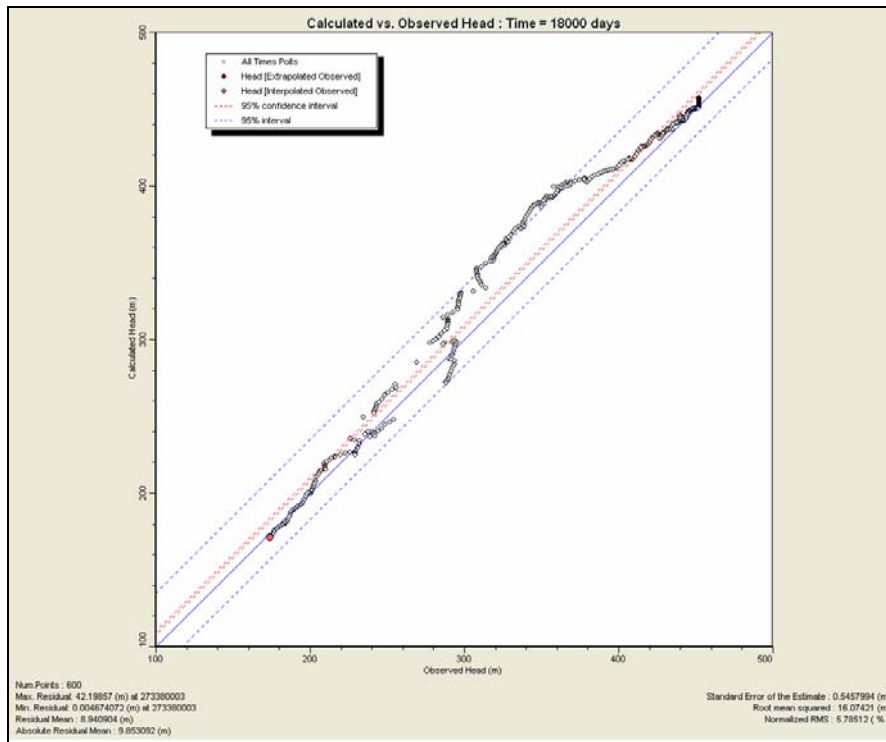


Figura 6.46. Niveles observados versus calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en un punto de control representativo del tramo Jurásico de Salinas: 273380003

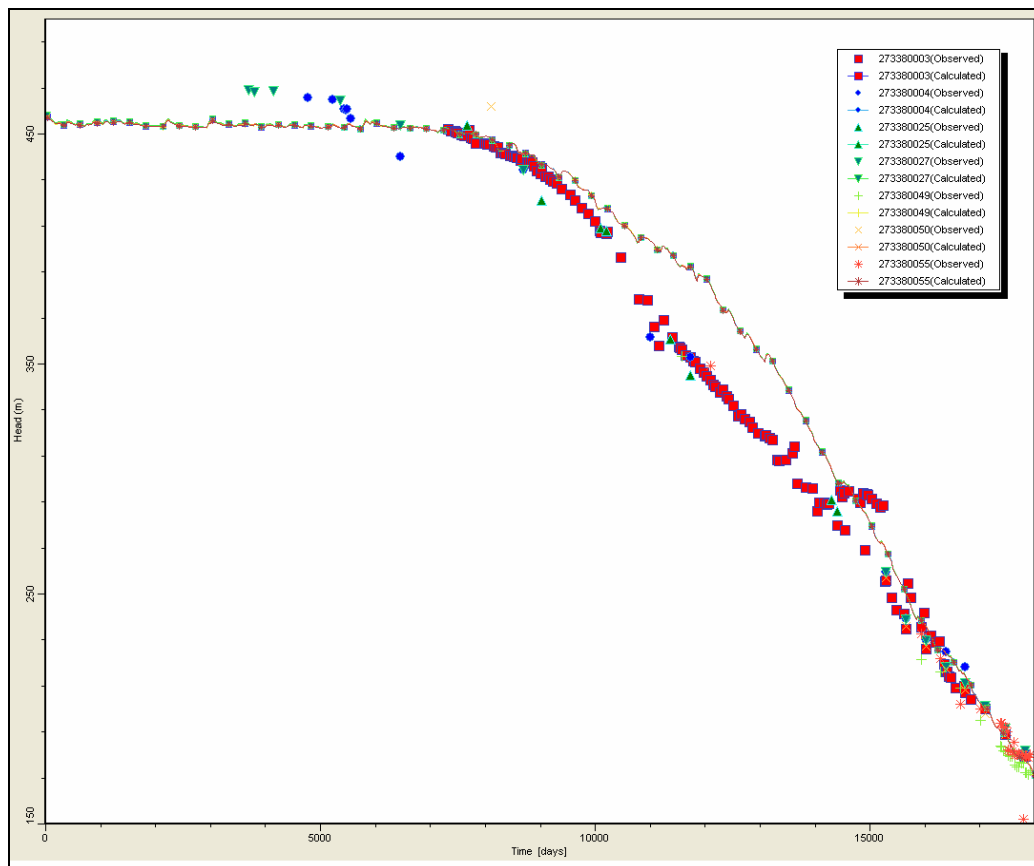


Figura 6.47. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos del tramo Jurásico

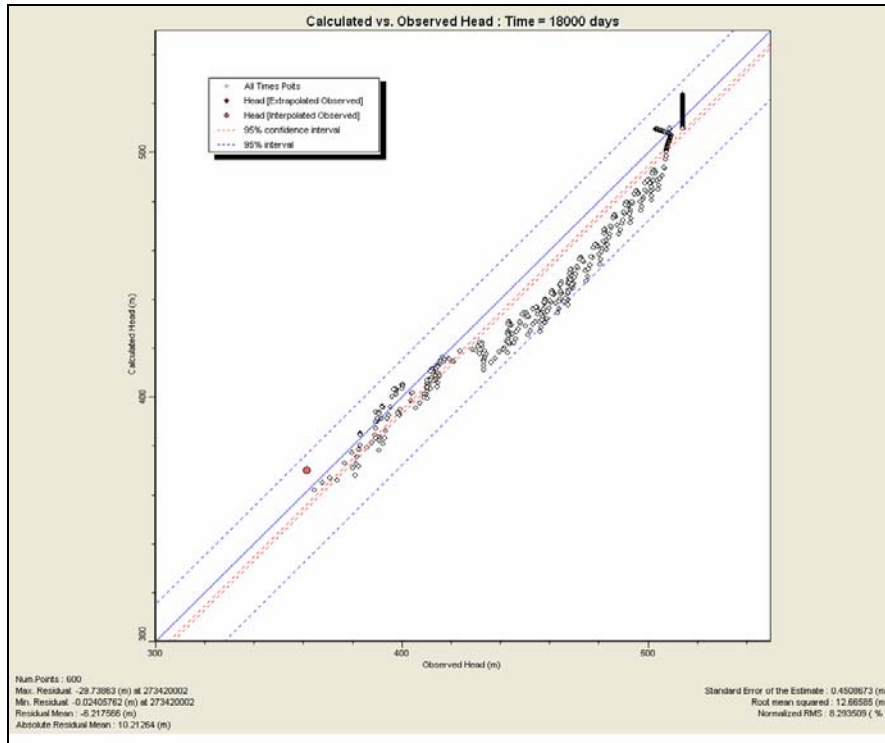


Figura 6.48. Niveles observados versus calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en un punto de control representativo del tramo Cretácico (sector Serral-Pinoso): 273420002

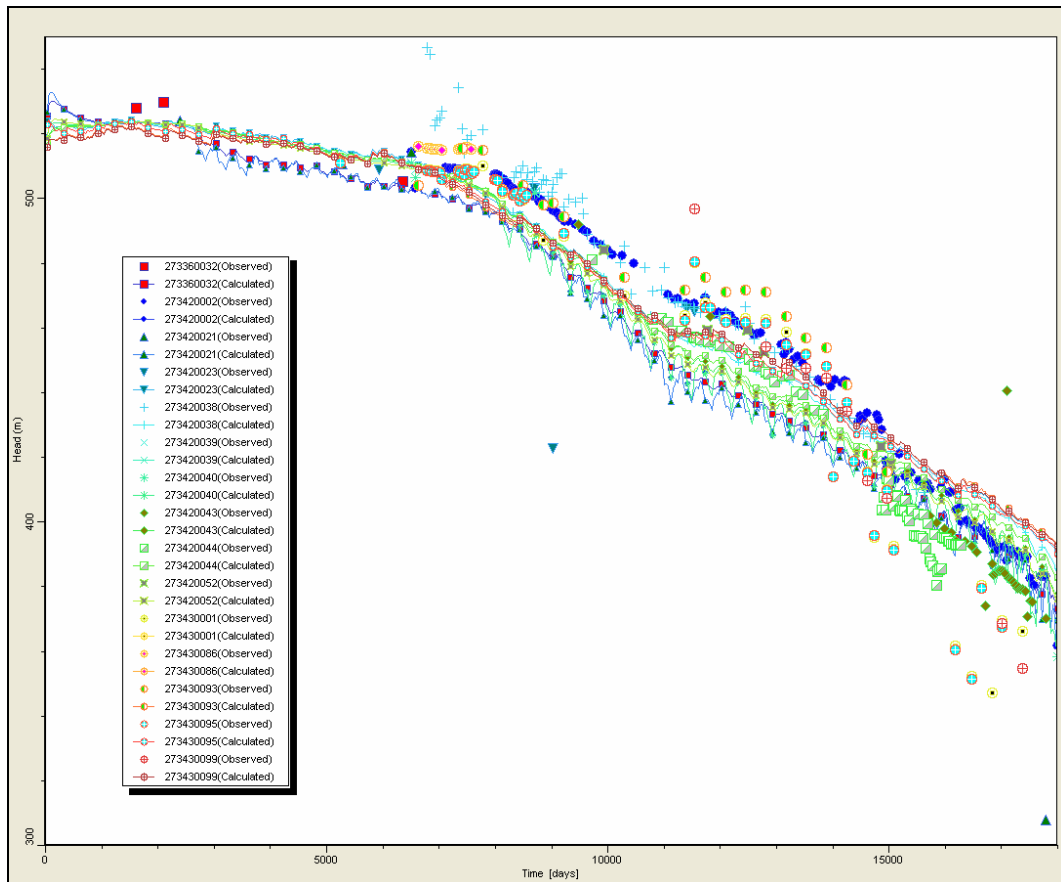


Figura 6.49. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos del tramo Cretácico (C3 y C5)

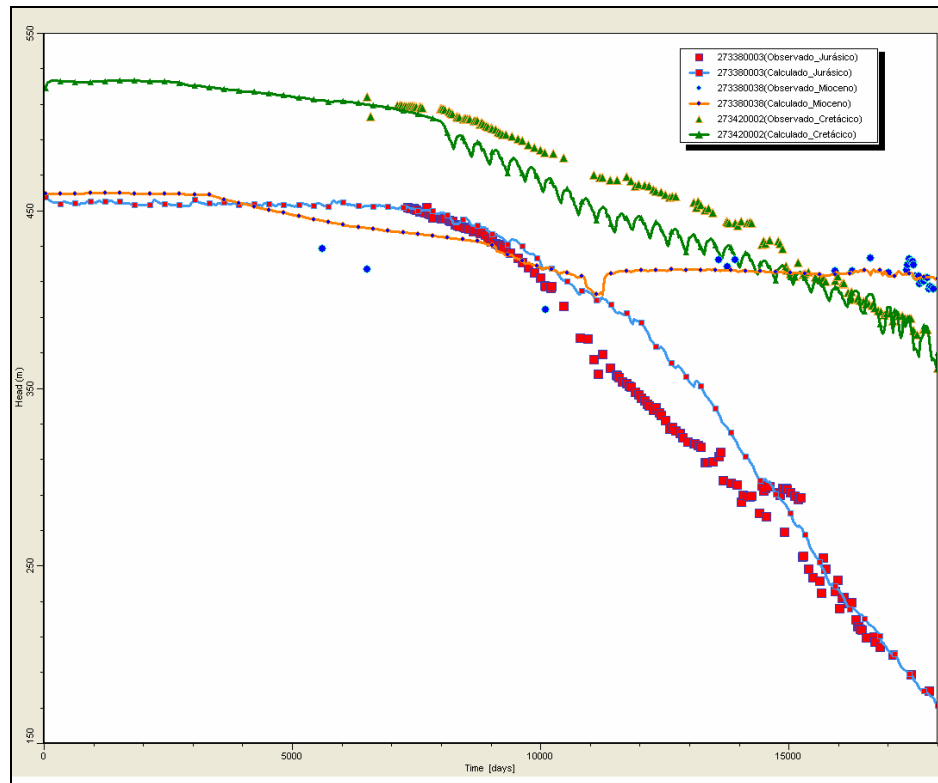


Figura 6.50. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo 1956-2006 en los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5)

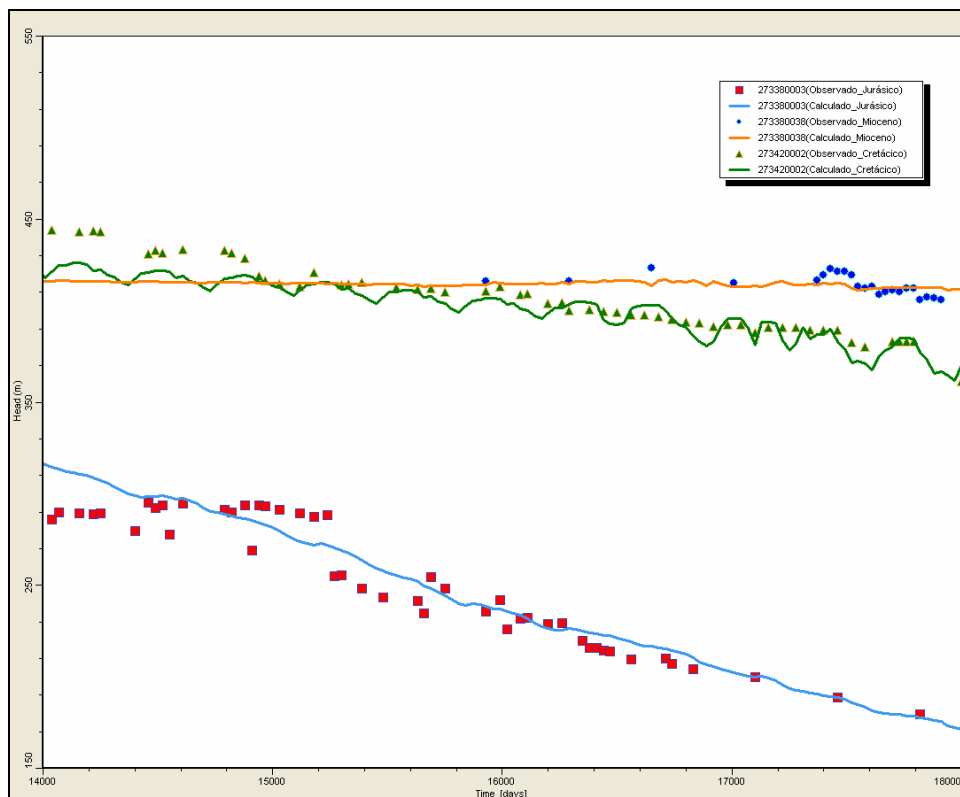


Figura 6.51. Comparación temporal entre niveles observados y calculados por el modelo en régimen transitorio durante el periodo oct-1995 (día 14.000 aprox.) a septiembre de 2006 en los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5)

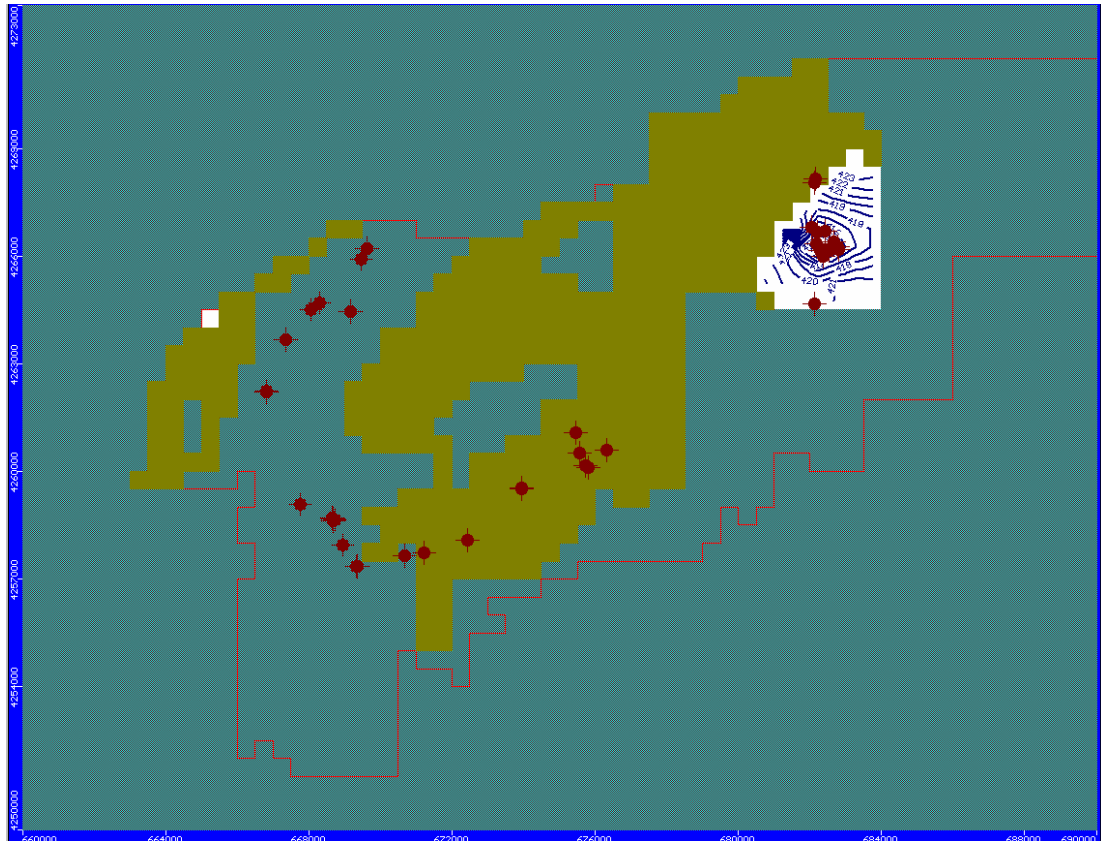


Figura 6.52. Isopiezias del tramo acuífero Mioceno (capa 4; día: 18.000; 30/09/ 2006)

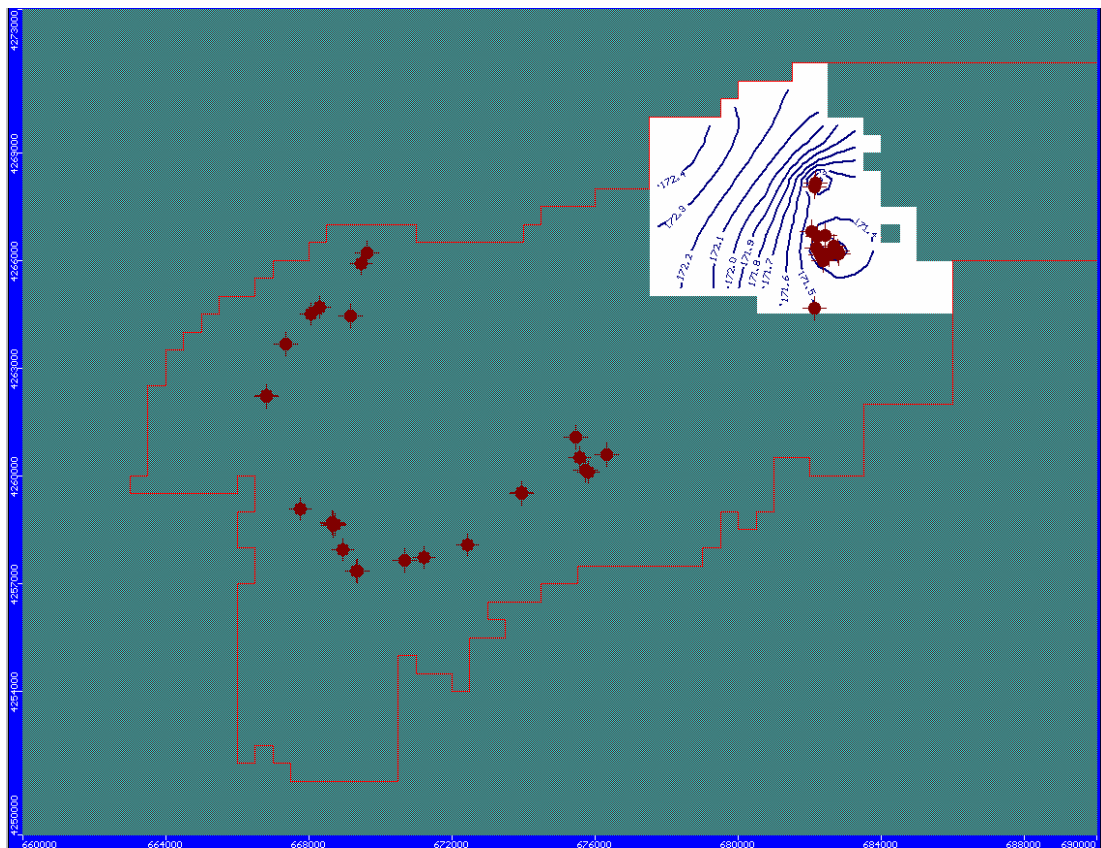


Figura 6.53. Isopiezias del tramo acuífero Jurásico de Salinas (capa 16; día: 18.000; 30/09/ 2006)

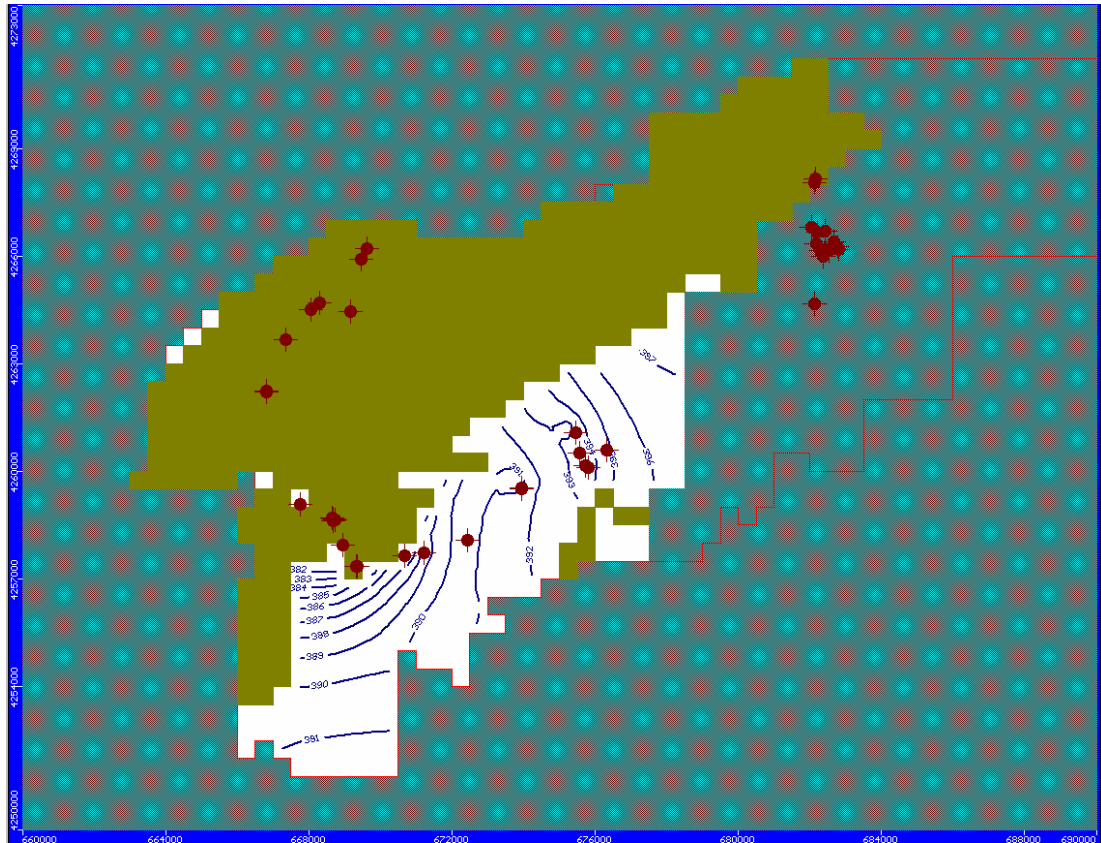


Figura 6.54. Isopiezas del tramo acuífero Cretácico superior C5 (capa 11; día: 18.000; 30/09/ 2006)

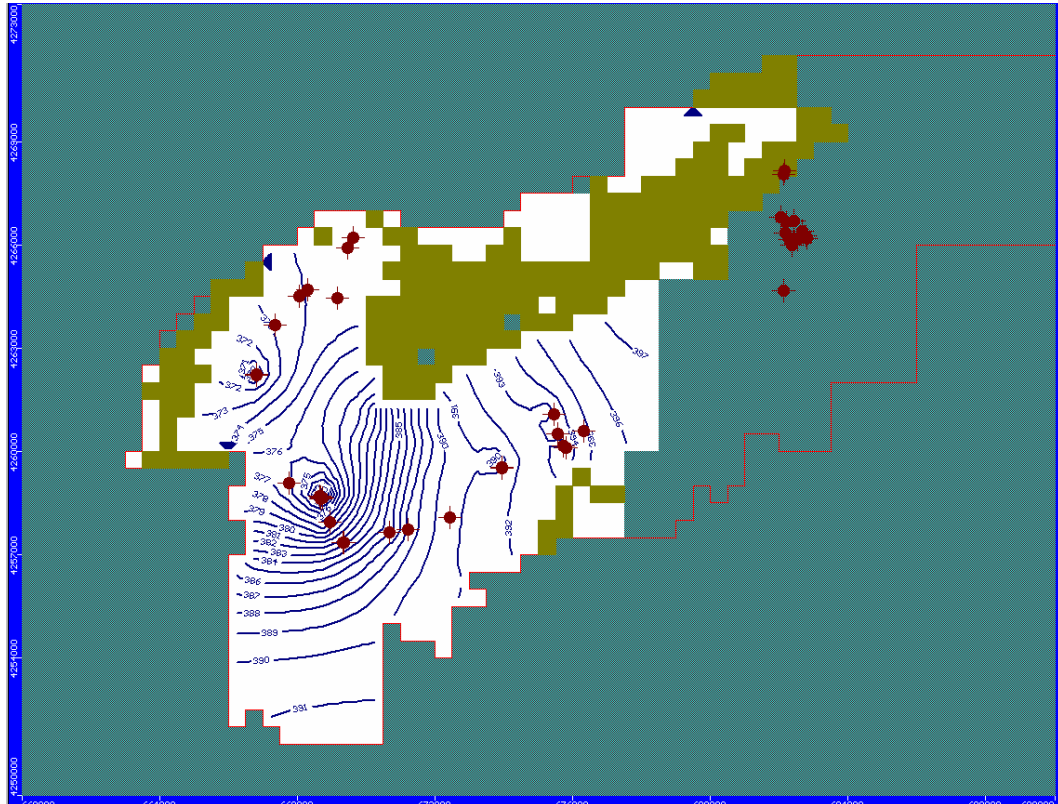


Figura 6.55. Isopiezas del tramo acuífero Cretácico inferior C3 (capa 13; día: 18.000; 30/09/ 2006)

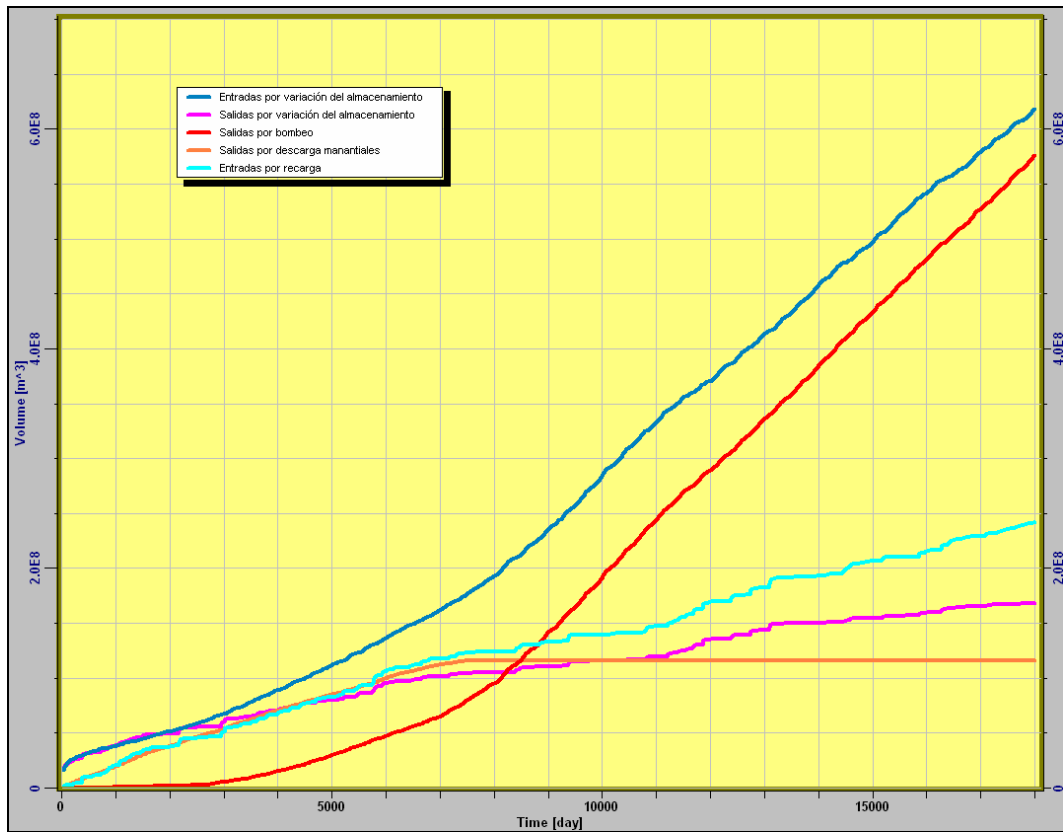


Figura 6.56. Evolución temporal de los componentes implicados en el balance hídrico del acuífero (valores acumulados y representación del periodo 1956/57-2005/06)

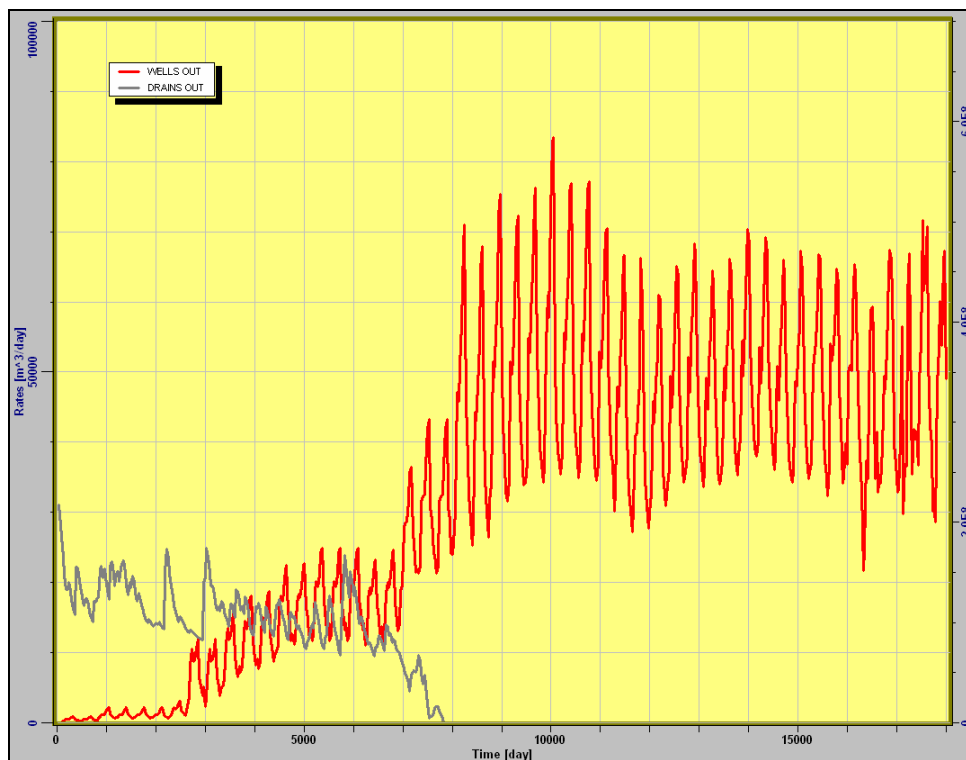


Figura 6.57. Evolución temporal de la descarga por manantial y bombes (m3/día)

6.2.4 Limitaciones del modelo

Las principales limitaciones del modelo radican en las incertidumbres relacionadas con la geometría del acuífero, que han supuesto, como principal modificación respecto a estudios previos, la desconexión hidráulica entre el sector oriental y el centro-occidental, por descenso del nivel piezométrico. La escasez de datos de columnas litológicas y la complejidad estructural de la zona sólo ha permitido realizar una aproximación válida a nivel global.

Por otro lado existen ciertas dudas respecto a la cuantificación de la recarga a nivel global del acuífero y de su distribución para cada uno de los sectores diferenciados. Tales dudas tienen relación con el desconocimiento preciso del funcionamiento del sistema en régimen natural, y la inexistencia de aforos en las descargas visibles del acuífero, antes de que se secaran en los años 60.

6.2.5 Diseño y simulación de escenarios

Se han planteado diferentes hipótesis de simulación de interés teniendo en cuenta la situación actual y las políticas de actuación hidráulica en la zona relacionadas con el trasvase Júcar-Vinalopó. En la tabla 6.16 se muestran algunos detalles de las dos simulaciones realizadas que se inician en el año 1956/57 y se prolongan hasta el 2026/27.

La Simulación 1 plantea la posibilidad de continuar la explotación actual ($17,5 \text{ hm}^3/\text{año}$; tabla 6.16), durante un periodo de 21 años, desde 2006 hasta el año 2027. La Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE) establece, como primera fecha, finales de 2015 (o como muy tarde -con prórrogas de seis años- en 2027), para alcanzar el equilibrio entre la alimentación y extracción de los acuíferos, así como mejorar y regenerar las masas de agua subterránea, para lo que se deberán implantar los consiguientes planes de ordenación de las extracciones de los acuíferos. En esta simulación se incumplen los objetivos establecidos en la DMA y se tratan de conocer el estado del acuífero en tales horizontes. Los resultados obtenidos muestran que los niveles continúan con descensos entorno a 1 m/año el tramo Mioceno, unos 12 m/año en el Jurásico y unos 5 m/año en el Cretácico (Tabla 6.17 y Figura 6.58). Teniendo en cuenta los datos de profundidades de obra disponibles, los primeros sondeos en quedar secos serían los de Casa Castellanos, que ya muestran síntomas de agotamiento, y el de Raspay IV. En la tabla 6.17 se muestran más detalles de los sondeos considerados. Respecto al balance hídrico al final del periodo simulado, cabe destacar que, de continuar la explotación actual, el déficit global del acuífero ascenderá, en el año 2027, a 579 hm^3 de reservas consumidas (Figura 6.59), dado que el balance anual resulta deficitario en unos $12,4 \text{ hm}^3/\text{año}$.

La Simulación 2 consiste en la equiparación de la explotación por bombeo a la recarga en cada sector, lo que permitiría una estabilización de los niveles piezométricos. El periodo de simulación se considera de 21 años y comprende de octubre de 2006 (día de inicio: 18000), a septiembre de 2027 (día final: 25560). Pueden plantearse diferentes posibilidades para la reducción de la explotación por bombeo. En este caso se plantea una reducción de la explotación por grupo de captaciones de forma proporcional al bombeo total efectuado en el periodo 1956/57-2005/06 (véase el apartado de la evaluación de la explotación por bombeo); de esta manera tal explotación podría suponerse como la contribución de cada grupo a la sobreexplotación, por lo que puede entenderse que los mayores consumidores de reservas debería ver su explotación reducida en un mayor porcentaje. Otros supuestos de distribución por captaciones de la reducción planteada también son factibles; entre otros podría pensarse en redistribuciones según las demandas actuales, los derechos concedidos o el uso del agua para riego o abastecimiento. En cualquier caso, dado que la recarga se ha estimado en sólo $5,1$

hm³/año (3,5 hm³/año correspondientes al sector Serral-Pinoso y 1,6 hm³/año al de Salinas), y los bombeos actuales son de unos 17,5 hm³/año, resulta evidente que, con independencia de la distribución precisa, la reducción planteada es muy fuerte; concretamente debe reducirse en un 72% para adecuarse a los recursos, e, incluso considerando solamente el bombeo de aguas subterráneas destinadas al abastecimiento urbano (7,4 hm³/año), ya se superan los recursos del acuífero. Los niveles resultantes quedan aproximadamente estabilizados en las cotas actuales (Figura 6.60). Los balances quedan igualmente estabilizados tal y como se muestra en el gráfico acumulado (Figura 6.61), con un paralelismo entre la línea de entradas por recarga y la de la explotación por bombeo, y que no se incrementa la variación de almacenamiento.

En cualquier caso, las enormes reservas consumidas hace completamente irreal plantear medidas a corto plazo tendentes a restaurar las piezometrías y los flujos subterráneos. La percepción actual es que la previsible llegada de recursos procedentes del trasvase Júcar-Vinalopó aliviaría parcialmente la situación de sobreexplotación reduciendo los descensos existentes, en una situación intermedia entre la Simulación 1 y la 2, y con un periodo gradual de adaptación a medida que se fuesen atendiendo las diferentes zonas de demanda.

Los resultados de la simulación 2 han sido incorporados al SSD con el objetivo de evaluar los impactos socioeconómicos que esa situación provocaría en el área de estudio.

Tabla 6.16. Explotación por bombeo y otros conceptos considerados en las simulaciones realizadas

	Concepto	273430093	273430095	273430099	273360030	273420021	273420041	273380038	273380049	273380055	273380004	273380027	273380050	273420002	273420039	273420056	273420043	273420057	TOTAL	Subtotal Sector Serral-Pinoso	Subtotal Sector Salinas
		DON CIRO II-D	CORRALÓ	TÓSCAR 2	SAN ISIDRO 2 (POZO NORTE O N°3)	CASA VALDES (N°1)	CASA VALDES (N°4)	N° 6	ESPERANZA	GARRINCHO	BOQUERON II	BOQUERON I	EL PINAR	CASAS DE CASTELLANO N°1	CASAS DE CASTELLANO N°2	CASAS DE CASTELLANO (SUSTITUCION N°3)	RASPAY 4	SANTA BÁRBARA (CABECICOS)			
SIMULACIÓN 1	Bombeo actual distribuido por grupo de captaciones (m3/día)	-12338			-2590			-10087			-5599			-12443			2700	-2880	-48637	-32951	-15686
	Bombeo actual distribuido por grupo de captaciones (hm3/año)	-4.4			-0.9			-3.6			-2.0			-4.5			-1.0	-1.0	-17.5	-11.9	-5.6
	Bombeo actual distribuido por captaciones (m3/día)	-3653	-3807	-4878	-863	-863	-863	-1308	-4223	-4556	-1509	-3026	-1064	-4148	-4148	-4148	2700	-2880	-48637	-32951	-15686
	Bombeo actual distribuido por captaciones (hm3/año)	-1.32	-1.37	-1.76	-0.31	-0.31	-0.31	-0.47	-1.52	-1.64	-0.54	-1.09	-0.38	-1.49	-1.49	-1.49	-0.97	-1.04	-17.5	-11.9	-5.6
SIMULACIÓN 2	% de explotación por bombeo respecto a la media de explotación 1956/57-2005/06 en todo el acuífero	21%			14%			22%			20%			13%			6%	3%	96%	58%	42%
	% de explotación por bombeo respecto a la media de explotación 1956/57-2005/06 en el sector correspondiente (Serral-Pinoso o Salinas)	36%			24%			52%			48%			23%			10.9%	5.9%		100%	100%
	Uso del agua	Riego (83%) Abastecimiento (14%)			Riego			Abastecimiento			Riego (42%) Abastecimiento (58%)			Riego			Abastecimiento	Riego			
	Bombeo propuesto para adaptarse a los recursos, distribuido por grupo de captaciones (m3/día)	-874			-1056			-2694			-1791			-5165			-1963	-291	-13835	-9350	-4485
	Bombeo propuesto para adaptarse a los recursos, distribuido por grupo de captaciones (hm3/año)	-0.3			-0.4			-1.0			-0.6			-1.9			-0.7	-0.1	-5.0	-3.4	-1.6
	Porcentaje de reducción de la explotación	93%			59%			73%			68%			58%			27%	90%	72%	72%	71%
	Bombeo propuesto para adaptarse a los recursos, distribuido por captaciones (m3/día)	-291	-291	-291	-352	-352	-352	-898	-898	-898	-597	-597	-597	-1722	-1722	-1722	-1963	-291	-13835	-9350	-4485
	Bombeo propuesto para adaptarse a los recursos, distribuido por captaciones (hm3/año)	-0.10	-0.10	-0.10	-0.13	-0.13	-0.13	-0.32	-0.32	-0.32	-0.21	-0.21	-0.21	-0.62	-0.62	-0.62	-0.71	-0.10	-5.0	-3.4	-1.6

Tabla 6.17. Estado de los sondeos activos actualmente y previsiones de descensos y vidas útiles en los horizontes 2015 y 2027

		273430093	273430095	273430099	273360030	273420021	273420041	273380038	273380049	273380055	273380004	273380027	273380050	273420002	273420039	273420056	273420043	273420057
		DON CIRO II-D	CORRALÓ	TÓSCAR 2	SAN ISIDRO-2 (POZO NORTE O N°3)	CASA VALDÉS (N°1)	CASA VALDÉS (N°4)	N° 6	ESPERANZA	GARRINCHO	BOQUERON II	BOQUERON I	EL PINAR	CASAS DE CASTELLAN O N°1	CASAS DE CASTELLAN O N°2	CASAS DE CASTELLANO (SUSTITUCION N°3)	RASPAY 4	SANTA BÁRBARA (CABECICOS)
Datos generales	Cota emboquille (m snm)	639	635	677	580	568	300	486	492	483	566	566	505	641	638	638	635	625
	Prof obra (m)	699	562	633	500	300	567		672	730			730	300	300	300	300	378
	Cota muro pozo (m snm)	-60	73	44	80	268	-267		-180	-247			-225	341	338	338	335	247
Estado actual y vida útil	Cota en Oct-2006 (m snm)	365	337	355	350	350	358	408	171	171	186	186	176	360	360	360	367	360
	Años útiles estimados desde sep-2006	71	57	57	52	16	111		28	34			32	3	4	4	5	20
Horizonte 2015	Cota en Sep-2015 (m snm)	319	319	319	319	319	319	397	55	55	55	55	55	319	319	319	319	319
	Descenso estimado período 2006-2015 (m)	46	18	36	31	31	39	11	116	116	131	131	121	41	41	41	48	41
	Descenso medio anual estimado (m/año)	5.1	2.0	4.0	3.4	3.4	4.3	1.2	12.9	12.9	14.6	14.6	13.4	4.6	4.6	4.6	5.3	4.6
	Estado en 2015	Activo	Activo	Activo	Activo	Activo	Activo		Activo	Activo			Activo	Seco	Seco	Seco	Seco	Activo
Horizonte 2027	Cota en Sep-2027 (m snm)	240	240	240	240	240	240	391	-91	-91	-91	-91	-91	240	240	240	240	240
	Descenso estimado período 2006-2027 (m)	125	97	115	110	110	118	17	262	262	277	277	267	120	120	120	127	120
	Descenso medio anual estimado (m/año)	6.0	4.6	5.5	5.2	5.2	5.6	0.8	12.5	12.5	13.2	13.2	12.7	5.7	5.7	5.7	6.0	5.7
	Estado en 2027	Activo	Activo	Activo	Activo	Seco	Activo		Activo	Activo			Activo	Seco	Seco	Seco	Seco	Seco

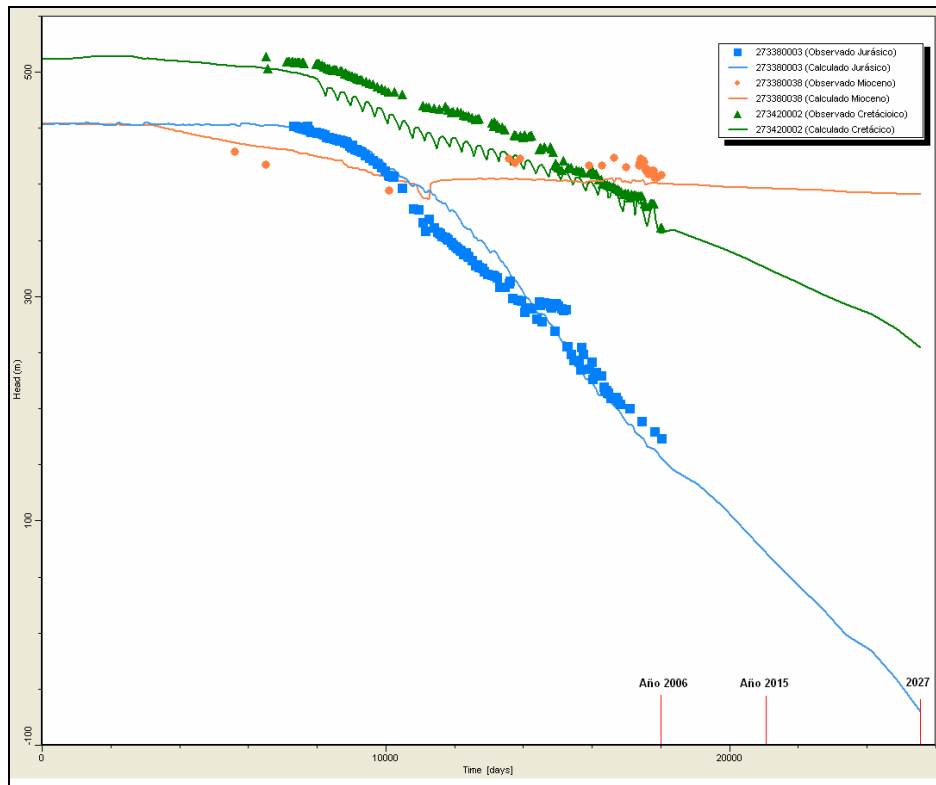


Figura 6.58. Evolución de niveles piezométricos hasta el año 2027 según previsión de la simulación 1 (continuación con el bombeo actual), para los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5)

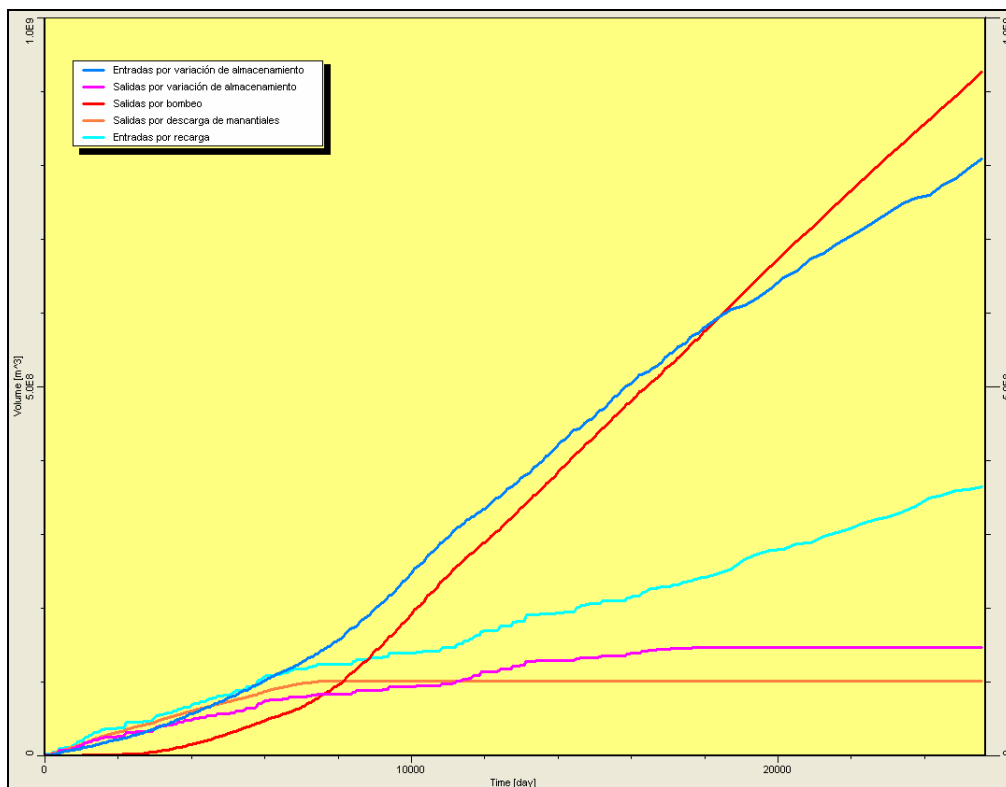


Figura 6.59. Evolución temporal de los componentes implicados en el balance hídrico del acuífero en la Simulación 2 (valores acumulados y representación del periodo 1956/57-2026/27)

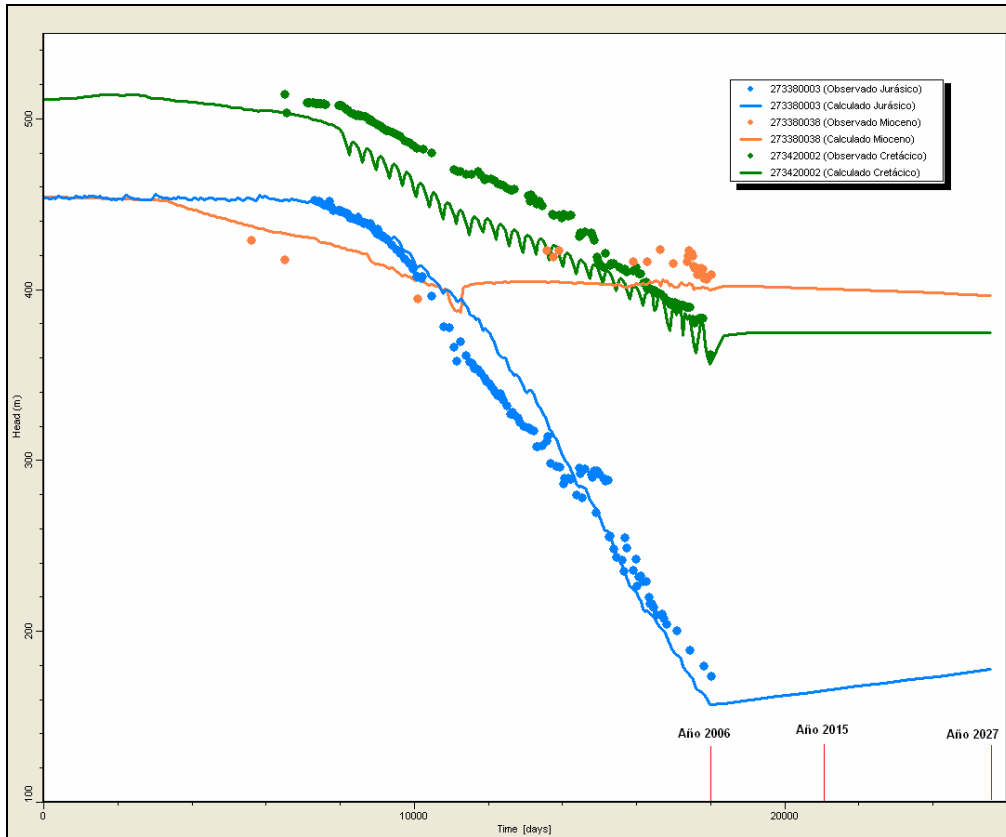


Figura 6.60. Evolución de niveles piezométricos hasta el año 2027 según previsión de la simulación 2 (adecuar los recursos a la explotación por bombeo), para los puntos de control representativos de los tramos Mioceno, Jurásico y Cretácico (C3 y C5)

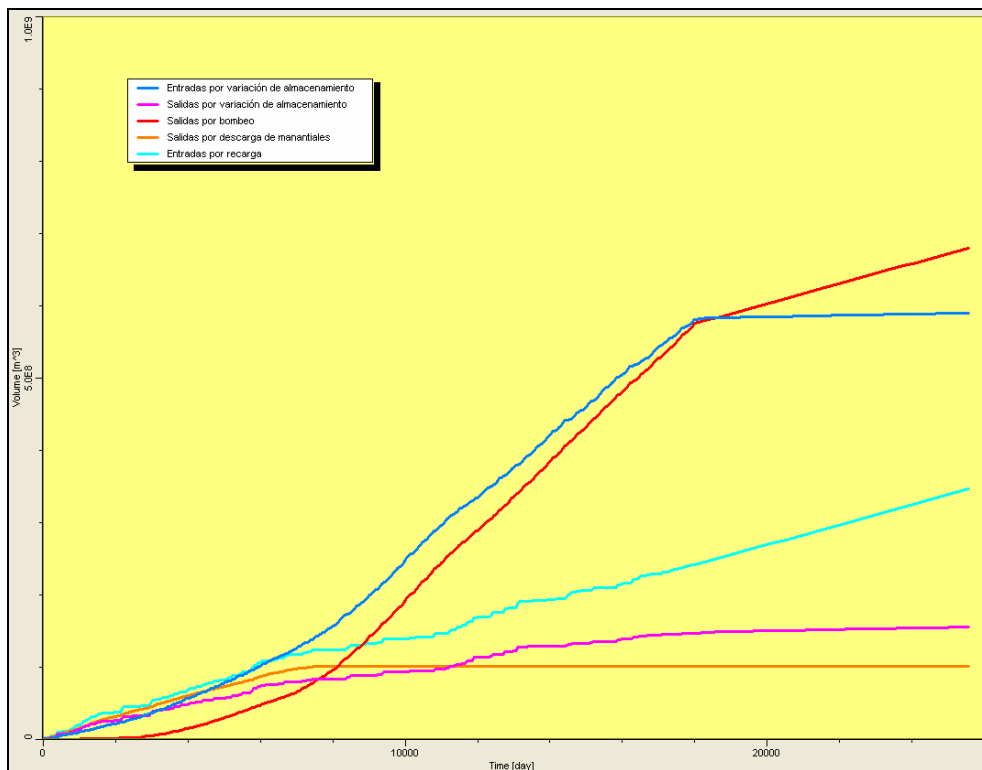


Figura 6.61. Evolución temporal de los componentes implicados en el balance hídrico del acuífero en la Simulación 2 (valores acumulados y representación del periodo 1956/57-2026/27)

6.2.6 Conclusiones y recomendaciones del modelo

En la actualidad existe un gran déficit hídrico para cubrir las demandas creadas y mantenidas hasta la fecha a partir de la explotación de reservas de agua subterránea. La investigación hidrogeológica realizada ha puesto de manifiesto la existencia de dos sectores acuíferos (oriental y centro-occidental), cuya diferenciación piezométrica se ha visto acentuada por la explotación intensiva.

La recarga media del sistema 1956-2006 ha sido evaluada mediante un modelo de balance hídrico en $5,1 \text{ hm}^3/\text{año}$, con un coeficiente de variación del 68%. Sin embargo, la explotación por bombeo es, con diferencia, el principal elemento que controla el balance hídrico del acuífero y por lo tanto sus valores actuales y evolución histórica resultan claves para analizar adecuadamente las evoluciones piezométricas registradas y cuantificar el vaciado. En este estudio se ha realizado una detallada reconstrucción histórica de la explotación por bombeo desde su origen, que ha supuesto un importante esfuerzo de investigación de las fechas de ejecución de los sondeos, sus vidas útiles y periodos de actividad, así como las reperforaciones y sustituciones, los caudales de extracción de cada captación y la evolución de las áreas de riego atendidas por cada captación. El análisis se ha efectuado a nivel de cada captación significativa y a partir de ellas se ha obtenido el total de las principales entidades de riego o abastecimiento. Se han considerado un total de 45 captaciones que quedan agrupadas en 8 entidades explotadoras de agua. El estudio se ha efectuado para un periodo total de 50 años comprendidos entre los años hidrológico 1956/57 a 2005/06.

En el sector oriental se localiza el principal punto de descarga natural del acuífero (Fuente de Salinas), que desapareció a principios de los años sesenta y que debió constituir parte de las entradas a la laguna endorreica de Salinas. En dicho sector se captan dos tramos acuíferos: Mioceno y Jurásico, con una explotación por bombeo en el periodo 1956-2006 (50 años) de 50 hm^3 y 184 hm^3 , descensos totales de niveles de 30 m y 300 m, y valores medios en los últimos 10 años estabilizados y de $9,3 \text{ m/año}$, respectivamente para ambos tramos. Dado que la recarga total durante todo el periodo analizado se ha estimado en 80 hm^3 , el consumo de reservas resulta ser 154 hm^3 .

En el sector centro-occidental, donde se captan los tramos cretácico inferior y superior, existe un único nivel piezométrico que ha sufrido un descenso total de unos 140 m con un valor medio de unos 4 m/año . El bombeo total ha sido evaluado en 335 hm^3 entre 1956 y 2006 que frente a una recarga total de 168 hm^3 , supone un vaciado de reservas de 167 hm^3 .

El déficit global del acuífero es de 321 hm^3 por lo que su recuperación sólo podría plantearse a muy largo plazo, máxime si se tiene en cuenta que se realiza una verdadera minería del agua, en la que los bombeos (entre 15 y $19 \text{ hm}^3/\text{año}$ en los últimos 20 años) superan entre 3 y 4 veces a la recarga media.

Por otro lado, además de la evidente sobreexplotación de hecho también existe sobreexplotación de derecho, puesto que las diferentes entidades de riego tienen concedidos unos caudales de extracción mucho mayores que los adecuados, teniendo en cuenta la recarga natural del sistema. Asimismo, tales derechos incluso superan la cantidad de agua que extraen en la actualidad, lo que les deja margen legal para seguir explotando aún más intensivamente si se dieran las condiciones necesarias de disponibilidad de agua para ello. A modo de ejemplo puede indicarse que, en la porción del acuífero dentro de la cuenca del Segura, los caudales concedidos son de $14 \text{ hm}^3/\text{año}$, frente a una recarga aproximada inferior a unos $2 \text{ hm}^3/\text{año}$ para esta zona del acuífero.

A nivel de acuífero, el bombeo medio actual es de unos 17,6 hm³/año de los que el regadío consume 10,2 hm³/año (58%) y el uso de abastecimiento urbano asciende a unos 7,4 hm³/año (42%) que incluye algunas industrias conectadas a las redes de suministro urbano.

El modelo de flujo realizado ha permitido simular dos hipótesis de actuación consistentes en la continuación de la situación de explotación media de los últimos años, y en el ajuste de tal explotación a los recursos del acuífero. En el primer caso, se mantienen los descensos observados del nivel piezométrico con valores de 1 m/año en el tramo Mioceno, unos 12 m/año en el Jurásico y unos 5 m/año en el Cretácico, y los primeros sondeos que quedarían secos serían los de Casa Castellanos, que ya muestran síntomas de agotamiento, y el de Raspay IV. En la segunda hipótesis se reduce la explotación media simulada anteriormente en un 72% para poderla ajustar a los recursos del acuífero (de 17,5 hm³/año a 5,1 hm³/año), lo que provoca una estabilización de los niveles; en el momento actual, esta hipótesis es irreal en su ejecución habida cuenta de la no disposición de recursos hídricos suficientes a corto plazo y del impacto socioeconómico que produciría, sin dejar de olvidar el importante uso del acuífero para abastecimiento urbano. El planteamiento de escenarios de recuperación del acuífero sólo pueden ser planteados a muy largo plazo y el análisis de la relación coste/beneficio para cada escenario ha sido evaluado en el Sistema de Soporte a la Decisión que se explica en el capítulo siete.

6.3 Aspectos ambientales del área de estudio

Los principales ecosistemas asociados a las aguas subterráneas en la zona de estudio, son, en general, pequeñas cuencas endorreicas continentales, en las que se almacenaba de forma natural el agua procedente de las salidas naturales de las masas de agua subterránea a las que drenaban (Figura 6.62).

La zona de estudio posee cinco áreas protegidas a nivel europeo catalogadas como LIC (Lugares de Interés Comunitario) e incorporados a la Red Natura 2000; se trata de las sierras del Carche, Salinas, Serral, del Buey y Enmedio. Asimismo, existen figuras de protección ambiental de carácter regional para el Parque Natural de la Sierra del Carche y el Paisaje Natural de la Sierra de Salinas. No existen referencias de investigaciones concretas sobre la incidencia de la explotación intensiva de los acuíferos en estas áreas protegidas. Respecto a las zonas húmedas, existen referencias de importantes lagunas en cuencas endorreicas de Villena y Salinas, con aportaciones parcialmente procedentes de las descargas de los acuíferos Jumilla-Villena y Serral-Salinas, respectivamente; sin embargo, dado que estas lagunas ya fueron desecadas en el siglo XIX mediante drenajes artificiales, resulta difícil conocer la afección real del cese de las aportaciones subterráneas. Al respecto cabe señalar que diversas investigaciones (Gallego-Fernández et al., 1999; Lloyd, 2007) han puesto de manifiesto la pérdida de numerosas zonas húmedas en el sureste español a lo largo del siglo XX, con impactos negativos relacionados con el cambio de las rutas migratorias de las aves. Como contrapunto a los impactos ambientales negativos anteriormente descritos también debe tenerse en cuenta el estado actual de la zona con una importante masa vegetal arbórea de cultivos, sustentada exclusivamente por aguas subterráneas y que contribuye a minimizar la erosión, especialmente en las zonas de ladera con mayor pendiente.

Existen numerosos impactos de toda naturaleza asociados con la explotación intensiva de las aguas subterráneas (Humphreys, 2008). No obstante, en términos exclusivamente ecológicos, el principal impacto ambiental, es la desecación de las salidas naturales de los sistemas acuíferos. Estos manantiales drenaban el agua de los materiales acuíferos y alimentaban las zonas húmedas de carácter hipogénico que existen en la zona de estudio. Todos los ecosistemas acuáticos continentales asociados a los acuíferos del Altiplano han desaparecido en su totalidad.

Evidentemente, para corregir los impactos, se deben recuperar las salidas de los manantiales de los acuíferos, lo que resulta poco probable en la actualidad, teniendo en cuenta la profundidad de los niveles piezométricos y sobre todo su evolución aún descendente. En el último capítulo se evalúa la probabilidad de recuperación de los acuíferos existentes (en número de años), bajo diferentes escenarios de gestión posibles.

Existen otros impactos ecológicos asociados al uso intensivo de las aguas subterráneas de menor importancia, tales como la desaparición de los microorganismos que viven en la zona no saturada de los sistemas acuíferos, o los fenómenos de erosión en zonas con acusada pendiente, que pueden ocasionarse indirectamente, al producirse una subsidencia del terreno. En futuras investigaciones sería muy conveniente integrar ese tipo de estudios.

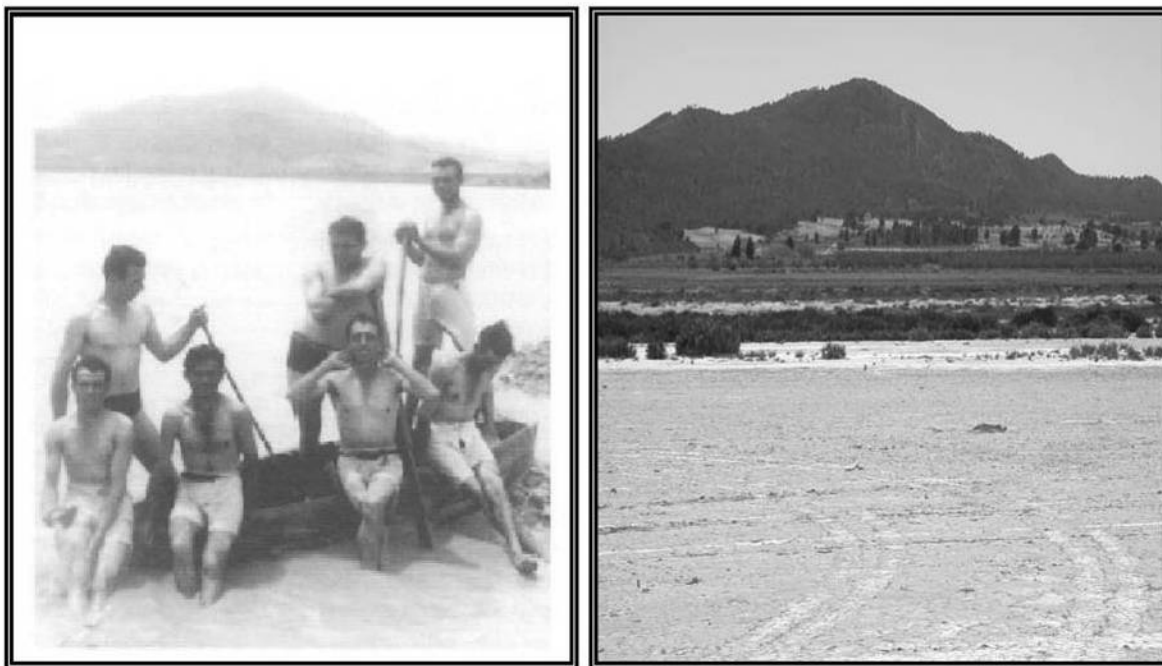


Figura 6.62 Laguna de Salinas en el verano de los años 1954 (izquierda) y 2005 (derecha)

La DMA fomenta la inclusión en los estudios sobre agua subterránea de análisis económicos, en donde se incorpore el principio de recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua. Para ello, dicho análisis debe tener en cuenta todos los costes que afectan a la provisión de servicios relacionados con el agua (Sierra, 2002, Paleologos, 2008). Estos costes son los financieros, los ambientales y los de oportunidad (MIMAM, 2007). Tradicionalmente los pagos efectuados por los usuarios se relacionan exclusivamente con los costes financieros. Por tanto, es evidente que es necesario considerar tanto los aspectos ambientales como los de oportunidad, para poder hacer una valoración real del recurso hídrico subterráneo (Paleologos, 2008).

No obstante, la valoración ambiental de los recursos hídricos subterráneos no es un asunto trivial, ya que consiste en incorporar externalidades que nunca han sido incorporadas a los balances económicos clásicos (Markandya et al., 2002). Esto conlleva la valoración de servicios que no han sido cuantificados hasta la fecha, como por ejemplo, cuantificar el valor económico de un ecosistema formado por una cuenca endorreica hipogénica (Birol et al., 2006). Los economistas junto con especialistas del ámbito en cuestión han desarrollado una serie de técnicas para cuantificar de una forma indirecta tales servicios (ver apartado 3.3.3.2). No obstante, todos estos métodos están en fases muy iniciales de su desarrollo y queda un largo camino por recorrer para poder unificar criterios y evaluar el coste ambiental del agua subterránea de una forma fiable.

La incorporación de los aspectos ambientales al SSD diseñado en esta investigación se basa en el tiempo de recuperación de los niveles piezométricos a su estado natural, es decir, al tiempo que tardarán en recuperar su nivel de base. Para esto, los balances hídricos de cada acuífero que están influenciados por muchas variables de tipo estrictamente hidrológico y otras de tipo de gestión, permiten calcular la probabilidad de tiempo de recuperación de cada acuífero.

6.4 Análisis agroeconómico

6.4.1 Introducción

A nivel mundial, el segundo uso más importante del agua, tras el abastecimiento a la población, es el agrícola (WRI, 2004). La agricultura de regadío juega un papel decisivo en la mayoría de las sociedades, ya que garantiza la producción de alimentos, imprescindible para alcanzar la “seguridad alimentaria”, minimiza los efectos de las sequías y permite el cultivo de especies vegetales en zonas del planeta donde por escasez pluviométrica o su distribución temporal no lo permitirían. La seguridad alimentaria se puede definir como aquella situación en la cual todas las personas tienen, en todo momento, acceso físico y económico a suficientes alimentos, inocuos y nutritivos, para satisfacer sus necesidades alimenticias y sus preferencias en cuanto a los alimentos a fin de llevar una vida activa y sana (FAO, 2004b).

La agricultura es la mayor consumidora de agua de entre los diferentes usos que el hombre da a este recurso, con un consumo medio del 71%. No obstante, existen grandes diferencias entre continentes para los usos agrícolas, industriales y urbanos. En estas diferencias influyen especialmente la climatología y el nivel de desarrollo de la zona.

En las últimas tres décadas, la duplicación de la población mundial ha hecho necesario un aumento espectacular de la producción agrícola, que se ha realizado no tanto por el aumento de la superficie cultivada sino por mejoras en la producción por unidad de área, es decir en la productividad agrícola. Esta mejora de la productividad se ha llevado a cabo gracias al cultivo de nuevas variedades y la utilización de nuevas tecnologías (fertilización, mecanización agraria, lucha contra plagas, sistemas de información geográfica, imágenes de satélite...). De esta manera, se ha logrado disminuir la diferencia entre la cosecha potencial y la real, en aquellas zonas donde las condiciones de suelo y clima son favorables, y hay acceso a capital humano y económico para el uso de estas nuevas tecnologías. Esta distancia ha disminuido hasta tal punto que las cosechas récord obtenidas por algunos agricultores en los últimos años se acercan a sus niveles potenciales (Evans y Fischer, 1999). Por el contrario, en zonas física y socialmente menos favorecidas para la producción agrícola estas diferencias continúan siendo muy importantes.

La utilización del agua para la producción agrícola de cosechas de mayor cantidad y calidad es un legítimo derecho del agricultor. Este derecho, sin embargo, no debe entrar en conflicto con los derechos del resto de ciudadanos que demandan nuevos usos y una gestión sostenible de este recurso. En países desarrollados con clima seco como España, este aspecto puede ser de suma importancia ya que, de esta manera, se puede lograr la permanencia de la población en el medio rural, hecho que implica el sostenimiento de ciertos ecosistemas que necesitan de la actividad humana (Martín de Santa Olalla, 2001). Como se ha visto en el capítulo 2, la capacidad asociativa para la gestión del agua es un aspecto de extrema importancia, y la península Ibérica ha sido pionera en este sentido.

Existe un mal concepto de una parte de la sociedad acerca de la agricultura tradicional, y especialmente de la de regadío, sólo en ocasiones justificado, de no tener unas conductas demasiado compatibles con el medio ambiente. No obstante, a parte de todo eso, la agricultura de regadío a nivel mundial debe optimizar la gestión en el uso del agua. En los países desarrollados esta optimización en el uso del recurso debe contribuir a la protección del medio ambiente, haciendo compatible la utilización del agua con los nuevos usos que la sociedad demanda. (Martín de Santa Olalla, 2001, 2003).

La importancia económica de la agricultura en la región de Murcia es altamente destacable. El PIB agrícola de la región de Murcia es de unos 1500 millones de Euros, lo que supone un 6.63% del PIB total de la Región (INE, 2006). Esta cifra representa más del doble de la importancia relativa del PIB agrícola en el PIB nacional, pero muy alejado del 58% de peso regional, que tiene el sector servicios.

En la zona de estudio, la principal actividad económica es la agricultura, caracterizada por su alta rentabilidad, en parte debida a la buena comercialización de los productos con la singularidad de la obtención de la denominación origen de los cultivos de la vid. Entre los cultivos leñosos mayoritarios de la zona destacan el almendro, olivar y los frutales no cítricos.

La investigación realizada en lo que concierne a los aspectos agroeconómicos ha requerido una búsqueda bibliográfica exhaustiva en las diferentes bases de datos estadísticas relacionadas con tales aspectos. Sin embargo, una de las principales tareas realizadas ha sido el trabajo de campo para la identificación de las entidades explotadoras de agua y las encuestas y formularios dirigidos a los responsables de las entidades de riego.

6.4.2 Aspectos generales de las entidades de riego

Existen dos tipos mayoritarios de entidades de riego: Comunidades de Regantes y Sociedades Agrarias de Transformación. A su vez, las entidades de riego que están adscritas a la Demarcación hidrográfica del Júcar están asociadas en una comunidad general de usuarios. Existen otros tipos minoritarios de entidades de riego como son las comunidades de bienes, las sociedades limitadas y anónimas y, por último, las entidades públicas (Tabla 6.18).

Debido a la gran cantidad de entidades de riego existentes, se seleccionaron las más representativas para proceder a su encuesta. En la tabla 6.19 se muestran las principales variables encuestadas en las comunidades visitadas, que han sido 13 de las 59 existentes, con un tamaño muestral bastante representativo.

Desde el punto de vista legal, la mayor parte de las entidades de riego y explotaciones tienen inscritos sus derechos de agua como “Aguas Temporalmente Privadas” (Registro C del organismo de cuenca competente), lo que significa protección administrativa durante 50 años y derecho preferente para la obtención de concesión administrativa (aguas públicas) al final de dicho periodo.

El régimen económico-financiero respecto a los recursos hídricos se apoya en un sistema tarifario principalmente basado en el pago en función del volumen de agua consumida para riego. Gran parte de las entidades de riego establecen penalizaciones si se produce un riego mayor del que viene establecido en el valor oficial de dotación. En este pago sólo están imputado el gasto de energía de la extracción del agua. Por otro lado, en la mayoría de los casos, los gastos fijos de la entidad como el gasto de personal, de mantenimiento, de luz de las instalaciones, etc, se sufragan con una derrama fija anual que deben pagar todos los comuneros o socios, independientemente de que ese año rieguen o no. Por último, los gastos puntuales de cierta entidad y que no están previstos en la planificación de gastos anual (roturas, reperforación de sondeos, etc) se sufragan mediante derramas extraordinarias. Las entidades o asociaciones de riego encuestadas no se lucran con el agua, lo que implica que el coste de extracción del agua y el resto de costes de operación y mantenimiento, es similar al que repercute a sus socios o comuneros. En las explotaciones encuestadas los costes de agua se imputan como costes de producción y los ingresos proceden de la comercialización

agrícola; estos aspectos se analizan en el apartado de “contabilidad de la producción agrícola”.

Tabla 6.18. Entidades de riego de la zona estudiada que extraen recursos de las masas del estudio

Nombre de la entidad	Tipología	Masa de agua explotada
C.R Hoya Mollidar	Comunidad de Regantes	Serral-Salinas
S.A.T Pinoso	Sociedad agraria de transformación	
S.A.T Sta. Barbara	Sociedad agraria de transformación	
Batería nº 8 (CAPA)	Entidad pública	
CGUAV-C.R. Salinas Batería nº 3	Comunidad general de Usuarios	
C.R Aguas de Sta María de la Cabeza	Comunidad de regantes	Cingla
Hidráulica San Pascual S.A	Sociedad Anónima	
S.A.T Nº 1385 Pozo Pajonares	Sociedad agraria de transformación	
S.A.T Nº 4895 Casa los Molina	Sociedad agraria de transformación	
S.A.T Nº 1832 Casa del Rico	Sociedad agraria de transformación	
S.A.T Nº 1591 San José	Sociedad agraria de transformación	
C.R Decarada	Comunidad de Regantes	
C.R Miraflores	Comunidad de Regantes	
C.R Pozo de la Aragona	Comunidad de Regantes	
C.R Santa Clara	Comunidad de Regantes	
C.R Omblancas	Comunidad de Regantes	
C.R Lentiscar	Comunidad de Regantes	
S.A.T Atalayas	Sociedad agraria de transformación	
Bodegas Castaño	Sociedad limitada	
Finca el Pulpillo	Sociedad agraria de transformación	
C.R Pozo Santiago	Comunidad de regantes	Jumilla-Villena
C.R Pozo Segura	Comunidad de regantes	
C.B Francisco Yago y otros	Comunidad de regantes	
Jumsal, S.A	Sociedad anónima	
C. R Hoya Carche-Ermita	Comunidad de regantes	
S.A.T Nº 3788 Umbría de la Pava	Sociedad agraria de transformación	
S.A.T Las Gamellejas	Sociedad agraria de transformación	
Bodegas Castaño	Sociedad limitada	
Hortícolas Conesa	Sociedad limitada	
Luis García Núñez y Otros	Sociedad limitada	
C.R Raja, Zarza, Curiosa	Comunidad de regantes	
C.R Pozo el Carche	Comunidad de regantes	
C.R Carche-Raspay	Comunidad de regantes	
S.A.T Nº 1281 Las Cabezuelas	Sociedad agraria de transformación	
C.R Cañada del Judío	Comunidad de regantes	
Agrícolas New Rock	Sociedad limitada	
Bodegas Enrique Mendoza	Sociedad limitada	
C R Novelda	Comunidad de regantes	
Explotaciones Hortofrutícolas	Sociedad limitada	
Invercon Agrícola	Sociedad limitada	
Sdad. Canal de la Huerta de Alicante	Sociedad Anónima	
CGUAV Batería nº 2	Comunidad general de Usuarios	
CGUAV Batería nº 5	Comunidad general de Usuarios	
C.R ABC	Comunidad de regantes	Ascoy-Sopalmo
C.R Albares-Serrana	Comunidad de regantes	
C.B Pozo Lázaro	Comunidad de bienes	
SAT El Boquerón	Sociedad agraria de transformación	
SAT Casablanca	Sociedad agraria de transformación	
SAT El Cuartel o Blancasol	Sociedad agraria de transformación	
SAT El Aljuzarejo	Sociedad agraria de transformación	
SAT El Hornillo	Sociedad agraria de transformación	
C.R Román	Comunidad de regantes	
C.R Casablanca	Comunidad de regantes	
SAT Cristo de la Columna	Sociedad agraria de transformación	
SAT Los Dones	Sociedad agraria de transformación	
C.R El Romeral	Comunidad de regantes	
Bodega Viña Elena	Sociedad limitada	
C. R Fortuna	Comunidad de regantes	
C.R Fuente del Peral	Comunidad de regantes	

La mayoría de las entidades de riego han modernizado sus regadíos, realizan el riego mediante goteo y disponen de contadores volumétricos de agua a la entrada de cada explotación. Existe una minoría de entidades que aún riegan por gravedad pero, en la actualidad, están realizando actuaciones de modernización de regadíos acogidas al Plan

Nacional de Modernización de Regadíos, articulado a través de la Sociedad Estatal de Infraestructuras Agrarias del Sur y Este S.A (SEIASA). A través de esta sociedad, reciben subvenciones por parte de los fondos FEOGA Orientación, hasta del 75 % del coste de inversión en mejoras de regadío.

Un número considerable de las entidades organizan el riego basándose en “acciones de riego”. Cada acción representa un volumen mensual de extracción de agua que está estrechamente ligado a la superficie de tierra de cultivo de regadío de la que se dispone y a la dotación permitida por el organismo de cuenca, para los tipos de cultivos existentes. No obstante, debido a la enorme variabilidad en la asignación de las acciones entre las diferentes de riego y además, al tratarse de una asignación cambiante y dinámica para cada mes del año, no es posible establecer una pauta común de asignación de acciones. En algunas entidades de riego, para poder obtener derechos de riego, es obligatorio que esta superficie esté dentro del perímetro de la propia entidad de riego del que se extrae el agua. Con esta medida las entidades de riego pretenden que no se produzca especulación de derechos de agua y evitar que salgan recursos fuera de los límites del municipio. Las entidades que no tienen implantado el sistema de acciones de riego, se basan en consumo directo de agua. De esta forma, se concede un volumen de riego mensual variable que está en función de la superficie, del tipo de cultivo que haya en cada explotación y de la disponibilidad de agua existente durante ese mes.

Tabla 6.19. Principales variables encuestadas en las entidades de riego

Nombre de la entidad
Tipología
Año Creación
Nº Socios o Comuneros
Provincia
Comarca Agraria
Municipio más característico
Superficie regadío bruta (ha)
Superficie regadío neta (ha)
Dotación utilizada (m ³ /ha)
Bombeo Anual (m ³ /año)
Concesión (m ³ /año)
Coef. técnico de eficiencia (%)
Técnica de riego predominante
Sistema Tarifario (Euros/ha) (sólo costes energéticos para los regantes)
Organización de los riegos
Nº Acciones
Volumen por acción (m ³ /acción)
Acciones por superficie (nº acciones/ ha)
Ingresos (Euros/año)
Costes (O & M)
Obras de modernización
Costes de inversión (Euros)
Masa de agua explotada

6.4.3 Análisis de tipología de las explotaciones

Se ha hecho un estudio de la tipología de las explotaciones que integran las entidades de riego de la zona de estudio, con identificación comarcas agrarias y municipios donde se ubican, todo ello parcialmente basado en los datos estadísticos del último censo agrario disponible

(año 1999), en el que el número de explotaciones y de hectáreas de superficie se encuentra representado por estratos de tamaño. A partir de esta información se ha calculado el porcentaje de explotaciones y de superficie comprendida entre dichos estratos de tamaño, y se observa que la mayoría de las explotaciones de la región de Murcia son de pequeña-mediana dimensión con valores comprendidos entre 0,01 y 20 ha (Tabla 6.20). Sin embargo, aunque sean minoritarias, también se observan explotaciones de más de 50 ha, que suponen una superficie agraria útil importante.

Tabla 6.20. Superficie total (ST), superficie agraria útil (SAU) y número de explotaciones por estratos de tamaño. Análisis a nivel de la Región de Murcia

	nº Explotaciones	Explotaciones (%)	ST (ha)	ST (%)	SAU (ha)	SAU (%)
Explotaciones totales	59974	100	855648	100	457032	100
Explot. sin tierras	572	0.95	0	0	0	0
Explot. con tierras	59402	99.05	855648	100	457032	100
0.1-1	23925	39.89	10141	1.19	8787	1.92
1 < X < 5	19906	33.19	45794	5.35	38752	8.48
5 < X < 10	6007	10.02	41862	4.89	34782	7.61
10 < X < 20	4083	6.81	56277	6.58	45747	10.01
20 < X < 50	3123	5.21	94328	11.02	75186	16.45
50 < X < 100	1142	1.90	78469	9.17	57919	12.67
100 < X < 200	655	1.09	88646	10.36	61694	13.50
> 200	561	0.94	440131	51.44	134166	29.36

En la presente investigación el análisis se ha centrado en las comarcas agrarias del “Nordeste” y “Río Segura” (Figura 6.63), dado que las entidades de riego se extienden parcial o totalmente por dichas comarcas. Alguna información requerida está sólo disponible a nivel comarcal y no a nivel municipal como sería deseable.



Figura 6.63. Localización geográfica de las comarcas agrarias del Nordeste y Río Segura

Comarca agraria del Nordeste

La comarca agraria del Nordeste incluye a los municipios de Abanilla, Fortuna, Jumilla y Yecla y no se corresponde exactamente con la comarca administrativa del “Altiplano”, a la que sólo pertenecen los municipios de Jumilla y Yecla.

La tabla 6.21 muestra la tipología de las explotaciones a nivel de la comarca agraria del Nordeste. Destaca que más del 25% de la superficie agraria útil pertenece a explotaciones con más de 200 ha. En la tabla 6.22 se han reducido los rangos en el tamaño de las explotaciones y se ha incorporado, además, el valor medio de superficie por explotación de cada estrato para comprobar su ajuste al rango observado. Este procedimiento de análisis de la información tiene utilidad para la simplificación de la elección de las explotaciones tipo y la construcción del gráfico de la figura 6.64, donde se representan los porcentajes de explotaciones y de superficie agraria útil (SAU) para cada uno de los rangos de explotaciones definidos.

En la figura 6.64 se puede observar la relación inversa existente entre las explotaciones pequeñas, es decir, aquellas que tienen un bajo porcentaje representativo de superficie aunque con un alto porcentaje de explotaciones, y las de gran tamaño que corresponden a las que tienen mayor superficie agraria útil pero pocas explotaciones. Para conseguir una representatividad alta de las entidades de riego debe procurarse la selección de explotaciones tipo diferentes que cubran cada uno de esos rangos.

A partir de la información a nivel comarcal (Tablas 6.21 y 6.22), la relación entre municipios y comarcas (tablas 6.23 a 6.26), y la tipología de las explotaciones (Figura 6.64), se han seleccionado tres “explotaciones-tipo” para las entidades de riego de la comarca agraria analizada. Por tanto, puede considerarse que dichas entidades de riego estarán representadas por tres explotaciones, una de 5 ha (explotación tipo E1), otra de 20 ha (explotación tipo E2), y otra de 300 ha (explotación tipo E3). La información final considerada ha sido tomada de la tabla 6.22 (nivel comarcal), puesto que no se dispone de datos de superficie con las características señaladas a nivel municipal; sin embargo, se puede observar que las diferencias entre la comarca y el municipio no son tan acusadas salvo para algunos estratos concretos de tamaño (Tablas 6.23 a 6.26). Si se consideran las cifras a nivel comarcal, las explotaciones tipo E1 y E2 son las que representan mayoritariamente a las entidades de riego ya que suponen casi el 87% conjunto, y un 54,62 % de la SAU (Tabla 6.27).

Tabla 6.21. Superficie total (ST), superficie agraria útil (SAU) y número de explotaciones por estratos de tamaño en la Comarca agraria del “Nordeste” de Murcia

	nº explotaciones	Explotaciones (%)	ST (ha)	ST (%)	SAU (ha)	SAU (%)
Explotaciones con tierras	7160	100,00	156742	100,00	89688	100,00
Explot. sin SAU	404	5,64	35987	22,96	0	0,00
Explot. con SAU	6756	94,36	120754	77,04	89688	100,00
0.0 ≤ X < 1	1453	20,29	1926	1,23	746	0,83
1 ≤ X < 5	2502	34,94	9266	5,91	6040	6,73
5 ≤ X < 10	1081	15,10	9562	6,10	7668	8,55
10 ≤ X < 20	785	10,96	13976	8,92	11027	12,29
20 ≤ X < 50	623	8,70	22989	14,67	18830	21,00
50 ≤ X < 100	186	2,60	18335	11,70	12391	13,82
100 ≤ X < 200	70	0,98	11028	7,04	9481	10,57
200 ≤ X	56	0,78	33673	21,48	23505	26,21

Tabla 6.22. Porcentaje de explotaciones, de superficie agraria útil por estratos de tamaño reducidos en la comarca agraria del Nordeste

Tamaño de la explotación	Explotaciones (%)	SAU (%)	Superficie Media (ha/explotación)
$1 \leq X < 5$	58,54	7,57	1,72
$5 \leq X \leq 20$	27,62	20,84	10,02
$20 \leq X < 50$	9,22	21,00	30,22
$50 \leq X < 100$	2,75	13,82	66,62
$100 \leq X < 200$	1,04	10,57	135,44
$200 \leq X$	0,83	26,21	419,73

Tabla 6.23. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Abanilla y en la comarca del Nordeste

Tamaño de la explotación	Explotaciones Abanilla (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
$1 \leq X < 5$	73.94	58.54	-15.40
$5 \leq X \leq 20$	21.13	27.62	6.49
$20 \leq X < 50$	4.16	9.22	5.07
$50 \leq X$	0.78	4.62	3.84

Tabla 6.24. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Yecla y en la comarca del Nordeste

Tamaño de la explotación	Explotaciones Yecla (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
$1 \leq X < 5$	63.66	58.54	-5.11
$5 \leq X \leq 20$	24.08	27.62	3.54
$20 \leq X < 50$	7.92	9.22	1.31
$50 \leq X$	4.35	4.62	0.27

Tabla 6.25. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Fortuna y en la comarca del Nordeste

Tamaño de la explotación	Explotaciones Fortuna (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
$1 \leq X < 5$	83.05	58.54	-24.51
$5 \leq X \leq 20$	13.94	27.62	13.68
$20 \leq X < 50$	2.40	9.22	6.82
$50 \leq X$	0.60	4.62	4.02

Tabla 6.26. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Jumilla y en la comarca del Nordeste

Tamaño de la explotación	Explotaciones Jumilla (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
$1 \leq X < 5$	37.10	58.54	21.44
$5 \leq X \leq 20$	39.26	27.62	-11.64
$20 \leq X < 50$	15.45	9.22	-6.23
$50 \leq X$	8.19	4.62	-3.57

Tabla 6.27. Explotaciones tipo seleccionadas en las CC.RR pertenecientes a la comarca del Nordeste

Explotaciones tipo	Superficie (ha)	% Explotaciones	% SAU	Superficie Media
E1	5	58.54	7.57	1.72
E2	20	27.62	20.84	10.02
E3	300	0.83	26.21	419.73
TOTAL		86.99	54.62	

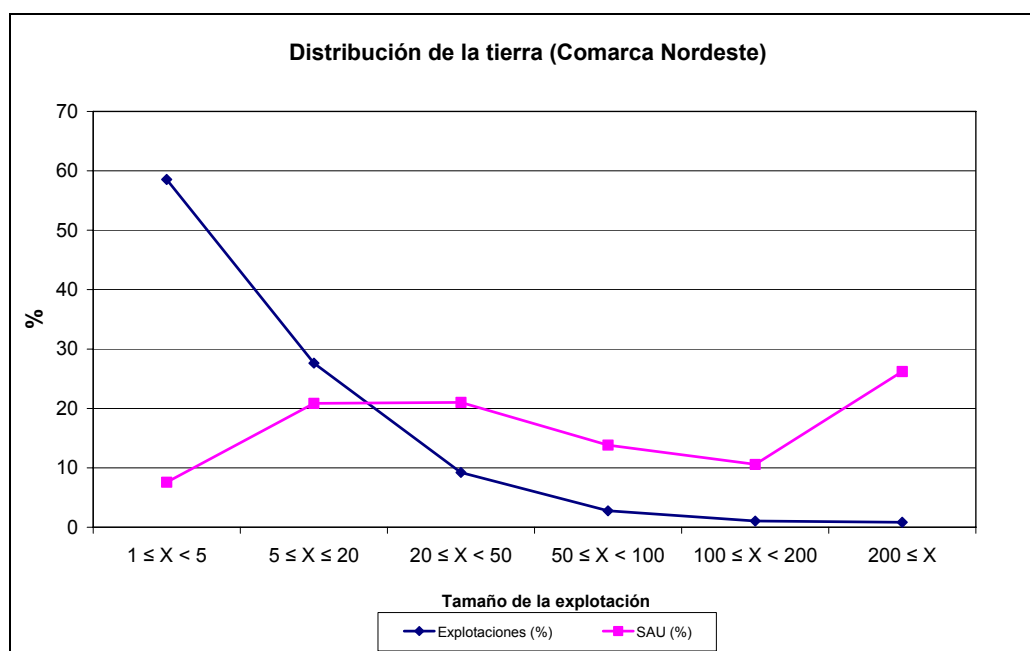


Figura 6.64. Tipología de las explotaciones en la comarca del Nordeste

Comarca agraria del “Río Segura”

La comarca agraria del “Río Segura” incluye los municipios de Abarán, Alcantarilla, Alguazas, Archena, Beniel, Blanca, Calasparra, Ceutí, Cieza, Lorquí, Molina de Segura, Murcia, Ojós, Ricote, Santomera, Torres de Cotillas (Las), Ulea, Villanueva del Río Segura. En esta investigación el análisis se ha centrado sobre los municipios de Abarán, Cieza y Molina de Segura, que incluyen zonas de regadío con aguas procedentes de los acuíferos estudiados.

La tabla 6.28 muestra la tipología de las explotaciones a nivel de la comarca agraria del “Río Segura”, donde destaca que la superficie agraria útil está bien repartida entre los diferentes estratos de tamaño de la tierra.

En la tabla 6.29 se ha analizado la información a partir de la reducción de los rangos en el tamaño de las explotaciones y, además, se ha introducido el valor medio de superficie por explotación de cada estrato para comprobar que se encuentra dentro del rango observado. Tras observar las tablas 6.28, 6.29, las tablas de la relación municipios-comarca y el gráfico de la figura 6.65 se han seleccionado tres explotaciones tipo para las C.R. pertenecientes a la comarca agraria del Río Segura. Estas entidades, que pertenecen a la comarca agraria del Río Segura, estarán representadas por dos explotaciones, una de 5 ha a la que llamaremos explotación tipo 4 o E4, otra de 20 ha correspondiente con la explotación tipo 5 o E5 y por último, otra de 250 ha, que será la explotación tipo 6 o E6.

El gráfico de la figura 6.65 muestra que existe un altísimo porcentaje de explotaciones de muy pequeño tamaño y además, la superficie agraria útil se mantiene muy constante para los diferentes estratos de tamaño de las explotaciones. De esta forma, para obtener una representatividad alta de las comunidades de regantes se intentará siempre seleccionar explotaciones tipo diferentes que cubran cada uno de esos rangos.

Los datos finales han sido tomados de la tabla 6.29 (nivel comarcal), puesto que no se disponen de datos de superficie con las características señaladas a nivel municipal. Sin embargo, podemos ver que las diferencias entre la comarca y el municipio no son tan acusadas salvo para algunos estratos concretos de tamaño (Tablas 6.30 a 6.32). Considerando las cifras a nivel comarcal, estas dos explotaciones tipo representarán a la comunidad de regantes con un 97.45 % de las explotaciones y un 58.31 % de la SAU (Tabla 6.33).

Tabla 6.28. Superficie total (ST), superficie agraria útil (SAU) y número de explotaciones por estratos de tamaño en la Comarca agraria del “Río Segura” de Murcia

	nº explotaciones	Explotaciones (%)	ST (ha)	ST (%)	SAU (ha)	SAU (%)
Explotaciones con tierras	23010	100.00	158040	100.00	70180	100.00
Explotaciones sin SAU	1306	5.68	51426	32.54	0	0.00
Explotaciones con SAU	21704	94.32	106614	67.46	70180	100.00
0.0 ≤ X < 1	14064	61.12	9093	5.75	5128	7.31
1 ≤ X < 5	5531	24.04	24017	15.20	11496	16.38
5 ≤ X < 10	1011	4.39	8601	5.44	6891	9.82
10 ≤ X < 20	516	2.24	8467	5.36	7130	10.16
20 ≤ X < 50	367	1.59	14226	9.00	11517	16.41
50 ≤ X < 100	109	0.47	11234	7.11	7570	10.79
100 ≤ X < 200	78	0.34	15468	9.79	10169	14.49
200 ≤ X	28	0.12	15509	9.81	10280	14.65

Tabla 6.29. Porcentaje de explotaciones, de superficie agraria útil por estratos de tamaño reducidos en la comarca agraria del Río Segura

Tamaño de la explotación	Explotaciones (%)	SAU (%)	Superficie Media (ha/explotación)
1 ≤ X < 5	90.28	23.69	0.85
5 ≤ X ≤ 20	7.04	19.98	9.18
20 ≤ X < 50	1.69	16.41	31.38
50 ≤ X < 100	0.50	10.79	69.45
100 ≤ X < 200	0.36	14.49	130.37
200 ≤ X	0.13	14.65	367.14

Tabla 6.30. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Abarán y en la comarca del Río Segura

Tamaño de la explotación	Explotaciones Abarán (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
1 ≤ X < 5	92.42	90.28	-2.14
5 ≤ X ≤ 20	6.37	7.04	0.67
20 ≤ X < 50	0.86	1.69	0.83
50 ≤ X	0.34	0.99	0.65

Tabla 6.31. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Cieza y en la comarca del Río Segura

Tamaño de la explotación	Explotaciones Cieza (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
$1 \leq X < 5$	90.52	90.28	-0.23
$5 \leq X \leq 20$	4.20	7.04	2.83
$20 \leq X < 50$	3.23	1.69	-1.54
$50 \leq X$	2.05	0.99	-1.06

Tabla 6.32. Porcentaje de explotaciones por estratos de tamaño reducidos en el municipio de Molina de Segura y en la comarca del Río Segura

Tamaño de la explotación	Explotaciones Molina de Segura (%)	Explotaciones comarca (%)	Diferencia Comarca-Municipio (%)
$1 \leq X < 5$	93.34	90.28	-3.06
$5 \leq X \leq 20$	3.37	7.04	3.67
$20 \leq X < 50$	2.35	1.69	-0.66
$50 \leq X$	0.94	0.99	0.05

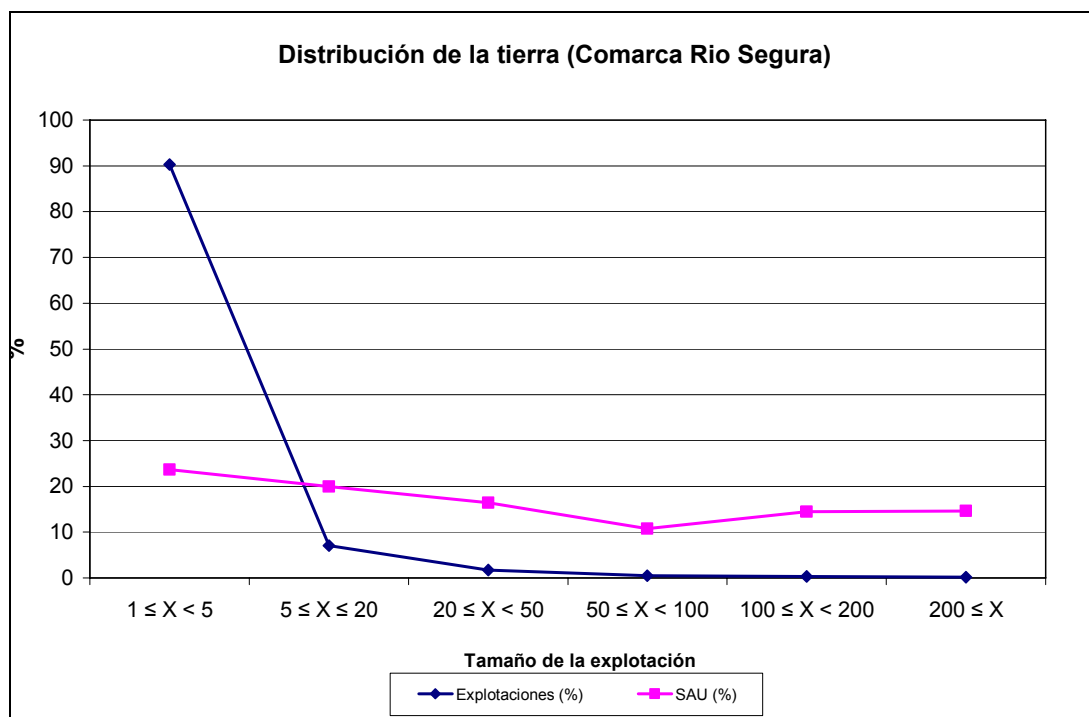


Figura 6.65. Tipología de las explotaciones en la comarca del Río Segura

Tabla 6.33. Explotaciones tipo seleccionadas en las CC.RR pertenecientes a la Comarca del Río Segura

Explotaciones tipo	Superficie (ha)	% Explotaciones	% SAU	Superficie Media
E4	5	90.28	23.69	0.85
E5	20	7.04	19.98	9.18
E6	250	0.13	14.65	367.14
TOTAL		97.45	58.31	

6.4.4 Usos y demandas hídricas para la agricultura. Tipos de cultivos.

Una vez definidas las características estructurales propias de las “explotaciones-tipo”, hay que asociarlas con una distribución de cultivos determinada. Debido a la escasez de información estadística publicada sobre distribución de cultivos por estratos de tamaño, se ha seguido un procedimiento similar al del epígrafe anterior, pero en este caso, los datos han sido obtenidos del Plan Hidrológico de la cuenca del Segura (CHS, 1998), de los trabajos de campo y más concretamente, de las encuestas realizadas a los propios agricultores. En el estudio y análisis de las demandas de agua también se han tenido en cuenta los datos procedentes de los planes hidrológicos de las cuencas del Segura (CHS, 1997) y del Júcar (CHJ, 1998), donde se definen una serie de Unidades de Demanda Agraria (UDAs). En la tabla 6.34 se muestra la información de las unidades de demanda agraria, procedente del Plan hidrológico de la cuenca del Segura.

Las UDAs regadas total o parcialmente con agua subterránea procedente de los 4 acuíferos del estudio son las nº 1, 2, 3, 4, 5 y 45, en la cuenca del Segura y los “Regadíos del Alto Vinalopó”, “Regadíos del Medio Vinalopó” y los “Regadíos del Alacantí”, en la cuenca del Júcar (Figura 5.9 de Usos y Demandas; capítulo 5.4.2). Estas UDAs se extienden por las comarcas agrarias y municipios en los que, anteriormente, se ha analizado la estructura de la tierra. De esta forma, las UDAs 1, 2, 5 y los regadíos en la cuenca del Júcar, se identifican en la presente investigación con la comarca agraria del Nordeste; por otro lado, las UDAs 3, 4 y 45 se identifican con la comarca agraria del Río Segura. La procedencia del agua de riego a estas UDAs viene descrita en detalle en los planes hidrológicos, así como el volumen de agua utilizado. En esta investigación, dentro de las encuestas de campo, se han obtenido datos sobre el origen de los recursos hídricos empleados para el riego y los caudales extraídos, no sólo actuales, sino también su evolución histórica. La información obtenida se ha contrastado con las dotaciones hídricas por cultivos y su distribución espacial; para esta tarea se ha tratado la información procedente del Plan hidrológico de la cuenca del Segura, en el que se hizo un estudio al respecto muy riguroso.

El trabajo de campo sobre cuantificación de la explotación de los acuíferos en estudio, ha mostrado que existe una buena correlación entre los datos recopilados y tratados de los Planes Hidrológicos de Cuenca y los datos obtenidos en campo. De esta forma, según el PHCS, la demanda bruta teórica para todas las UDAs de la cuenca del Segura es de unos 121 hm³/año (Tabla 5.4 de Usos y Demandas del capítulo 5.4.2), con una demanda neta teórica de 107 hm³/año; mientras que la explotación calculada en los 4 acuíferos destinada al uso agrícola tiene un valor muy similar, 128 hm³/año (Tabla 5.5). Por otro lado, el cálculo actualizado de la demanda hídrica de toda la zona de regadío con recursos procedentes de los acuíferos investigados arroja un valor total de 164,3 hm³/año y, de 134,8 hm³/año para las zonas de regadío pertenecientes exclusivamente a la cuenca del Segura (Tabla 5.5). Este valor es muy similar al recogido en los planes hidrológicos de cuenca del año 1998.

Tabla 6.34. Análisis de cultivos y demandas hídricas para cada Unidad de Demanda Agraria (UDA) de la Cuenca del Segura, que es regada total o parcialmente con agua de las 4 de masas de agua estudiadas

UDA	NOMBRE UDA	Sup. bruta (ha)	CPR (Coef. cultivos o de concentración parcelaria)	CRT (Coef. rotación o aprovechamiento)	Sup. Neta (ha)	Coef. eficiencia riego	Nº de cultivos	Cultivos	Sup. (% total UDA. Identico si es sup. bruta o neta)	Sup. bruta (ha)	Sup. neta (ha)	Dotación neta (m³/ha/año)	Dotación bruta (m³/ha/año)	Demanda neta (hm³/año)	Demanda bruta (hm³/año)	Nº riegos anuales	
3	Regadíos sobre Ascoy-Sopalmo	9350	0,85	0,60	4769	0,90	8	FRUTAL HUESO	60%	5608	2860	7000	7778	20,0	27,67	30,75	14
								FRUTAL PEPITA	10%	935	477	5800	6444	2,8			
								CITRICOS	1%	96	49	5700	6333	0,3			
								ALMENDRO	10%	937	478	2400	2667	1,1			
								OLIVAR	2%	187	95	1800	2000	0,2			
								VID MESA	15%	1400	714	4000	4444	2,9			
								VID VINO	1%	94	48	1400	1556	0,1			
								HORT FRUTO	1%	94	48	7700	8556	0,4			
4	Regadíos del Ascoy-Sopalmo sobre el Sinclinal de Calasparra	4077	0,85	0,75	2599	0,90	5	FRUTAL HUESO	80%	3262	2080	7000	7778	14,6	16,81	18,67	14
								FRUTAL PEPITA	10%	407	259	5800	6444	1,5			
								ALMENDRO	3%	121	77	2400	2667	0,2			
								OLIVAR	3%	123	78	1800	2000	0,1			
								VID MESA	4%	164	104	4000	4444	0,4			
45	Reg. Ascoy-Sopalmo, Fortuna-Abanilla-Molina	15083	0,85	0,30	3846	0,85	7	FRUTAL HUESO	22%	3318	846	7000	8235	5,9	18,75	22,05	14
								CITRICOS	21%	3167	808	5700	6706	4,6			
								ALMENDRO	30%	4525	1154	2400	2824	2,8			
								OLIVAR	8%	1207	308	1800	2118	0,6			
								VID MESA	4%	603	154	4000	4706	0,6			
								HORT FRUTO	12%	1810	462	7700	9059	3,6			
								HORT FLOR	3%	452	115	6300	7412	0,7			
								FRUTAL HUESO	10%	1706	725	5950	6611	4,3			
FRUTAL PEPITA	12%	1990	846	4250	4722	3,6											
OLIVAR	16%	2630	1118	900	1000	1,0											
VID VINO	31%	5080	2159	1100	1222	2,4											
FORRAJE	1%	213	90	7800	8667	0,7											
HORT TUBERCULO	2%	296	126	3600	4000	0,5											
HORT BULBO	2%	396	168	4800	5333	0,8											
HORT HOJA	1%	206	88	3600	4000	0,3											
HORT RAIZ	3%	429	182	3600	4000	0,7											
HORT FRUTO	2%	313	133	4200	4667	0,6											
LEGUMINOSAS	2%	313	133	3600	4000	0,5											
CER INVIERNO	3%	503	214	2700	3000	0,6											
CER PRIMAVERA	14%	2301	978	6600	7333	6,5											
2	Jumilla	8303	0,85	0,65	4587	0,90	8	FRUTAL HUESO	16%	1304	720	5950	6611	4,3	13,19	14,65	7
								FRUTAL PEPITA	10%	830	459	4250	4722	1,9			
								OLIVAR	10%	830	459	900	1000	0,4			
								VID MESA	3%	250	138	3000	3333	0,4			
								VID VINO	35%	2886	1595	1100	1222	1,8			
								HORT BULBO	2%	165	91	4800	5333	0,4			
								CER INVIERNO	20%	1622	896	2700	3000	2,4			
								CER PRIMAVERA	5%	415	229	6600	7333	1,5			
5	Acuífero de Serral-Salinas	10069	0,85	0,60	5135	0,90	6	FRUTAL HUESO	7%	715	365	5950	6611	2,2	8,50	9,45	7
								FRUTAL PEPITA	5%	470	240	4250	4722	1,0			
								ALMENDRO	19%	1948	994	900	1000	0,9			
								VID MESA	3%	315	161	3000	3333	0,5			
								VID VINO	63%	6349	3238	1100	1222	3,6			
								CER INVIERNO	3%	272	139	2700	3000	0,4			
TOTAL										63258	27896			107,2	120,4		

En lo que concierne a las superficies de regadío, las cifra neta estimada en el Plan hidrológico de la Cuenca del Segura es de unas 28.000 ha (Tabla 6.34). Los cultivos de regadío predominantes son los frutales no cítricos (albaricoque, melocotón, peral), que ocupan un 35% de la superficie pero consumen un 58% del agua (Figura 6.66); resulta destacable que la uva de vinificación supone un 25% en superficie y sólo tiene una demanda de agua del 7%. Por otro lado, dentro del ámbito de la cuenca del Júcar se extienden amplias superficies de cultivos de regadío en el Alto y Medio Vinalopó, y el Campo de Alicante (más de 40.000 ha en total), que demandan unos 155 hm³/año atendidos parcialmente a partir de las masas de agua subterránea de Jumilla-Villena y Serral-Salinas (Tabla 5.5). De esta cantidad, la demanda hídrica perteneciente al área de regadío abastecida con agua procedente de las MASs es de unos 29.5 hm³/año. La mayor parte de los cultivos citados se encuentran fuera de los límites de la comarca del Altiplano (Jumilla-Yecla). De esta forma, la superficie de regadío perteneciente a la comarca del Altiplano es de unas 18.000 ha (Yecla 55%; Jumilla 45%).

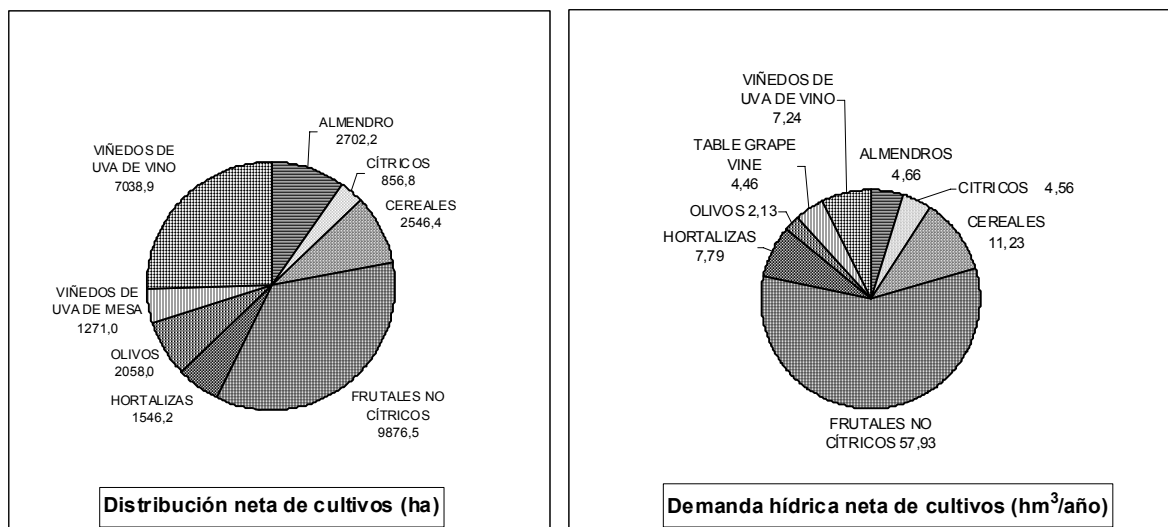


Figura 6.66. Distribución neta de cultivos (ha) versus demanda hídrica neta de cultivos (hm³/año)

La información estadística oficial disponible (censo agrario y anuarios estadísticos de la región de Murcia), ha permitido desagregar y analizar la distribución de cultivos a nivel municipal. Se han incluido aquellos municipios de la región de Murcia, que tienen superficie dentro de las unidades de demanda agraria (UDAs), definidas por el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura. En las tablas 6.35 y 6.36 se muestra la distribución de cultivos en los municipios analizados, y se aprecia buena correlación con la distribución de cultivos definidos en las Unidades de Demanda Agraria (Tabla 6.34).

Tabla 6.35. Distribución de los cultivos en los municipios del Jumilla, Yecla, Abanilla y Fortuna

	Jumilla		Yecla		Abanilla		Fortuna	
	Superf. (ha)	Superf. (%)	Superf. (ha)	% Superf.	Superf. (ha)	Superf. (%)	Superf. (ha)	Superf. (%)
Total Superficie	46420	100	30303	100	5990	100	4177	100
Herbáceos (ha)	11718	25.24	11345	37.44	231	3.86	194	4.64
Frutales (ha)	12119	26.11	3930	12.97	3410	56.93	3383	80.99
Olivar (ha)	4042	8.71	3678	12.14	831	13.87	539	12.90
Viñedo (ha)	18519	39.89	11350	37.46	1505	25.13	60	1.44
Otras tierras labradas	22	0.05	0	0.00	13	0.22	1	0.02

Tabla 6.36. Distribución de los cultivos en los municipios del Abarán, Cieza y Molina de Segura

	Abarán		Cieza		Molina de Segura	
	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)
Total Superficie	2541	100	9876	100	4725	100
Herbáceos (ha)	192	7.56	1730	17.52	1000	21.16
Frutales (ha)	1659	65.29	6575	66.58	3116	65.95
Olivar (ha)	121	4.76	543	5.50	444	9.40
Viñedo (ha)	565	22.24	1026	10.39	129	2.73
Otras tierras labradas	4	0.16	2	0.02	36	0.76

6.4.5 Agrupación de cultivos

El modelo agroeconómico de simulación elaborado requiere una simplificación de los datos para su correcto diseño, así como para su introducción en el Sistema Soporte a la Decisión. Por este motivo se procede a la agrupación de cultivos coherente con la distribución y estructura definida en las explotaciones-tipo. La selección y agrupación de cultivos se ha realizado según la importancia del cultivo a nivel de UDA, que es el nivel de desagregación que se considera más apropiado para estudiar la rentabilidad del agua procedente de los acuíferos estudiados. Las UDAs que pertenecen a una misma comarca agraria, estarán representadas por las mismas explotaciones tipo en epígrafes anteriores. Además, a cada explotación tipo le corresponde una distribución de cultivos propia (Tabla 6.37).

Tabla 6.37. Principales datos y distribución de cultivos de las explotaciones tipo

Comarca Agraria	Nordeste			Río Segura		
Explotaciones tipo	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Superficie (ha)	5	20	300	5	20	250
Superficie en regadío (%)	60	35	15	95	80	70
ALMENDRO	16	14	4	21	10	0
CITRICOS	0	0	0	17	10	0
CEREALES	15	10	12	0	0	0
FRUTALES NO CÍTRICOS	15	20	21	44	62	80
HORTALIZAS	0	1	2	10	8	0
OLIVAR	3	9	15	3	4	5
VID MESA	1	3	6	5	6	15
VID VINO	50	43	40	0	0	0
Superficie Total (%)	100	100	100	100	100	100

6.4.6 Análisis de Costes de los servicios relacionados con el agua subterránea

El análisis de los costes financieros de los servicios del agua subterránea realizada en esta investigación se ha basado en las recomendaciones técnicas de la Guía WATECO (WATECO, 2003) y del Grupo de Trabajo ECO1 en la Hoja de Información de Recuperación de Costes (Tabla 6.38). Para estos análisis se recomienda dividir en cuatro componentes los costes financieros: Costes operativos y de conservación, costes de capital, costes administrativos y otros costes directos.

Tabla 6.38. Costes financieros de los servicios del agua subterránea. Fuente: WATECO (2003)

CONCEPTO	DEFINICIÓN
Costes operativos	Costes relativos a la provisión de los servicios, entre los que se incluyen los de manos de obra, energía, reactivos químicos, etc.
Costes de conservación	Son los costes inherentes a la conservación de los activos e instalaciones en condiciones de servicio de acuerdo a sus vidas útiles.
Costes de capital para nuevas inversiones	Coste de las nuevas inversiones y costes asociados (pesta en funcionamiento, tasas legales, etc.). Se recomienda utilizar el coste anual equivalente para su valoración.
Costes del capital	Coste de oportunidad del capital, calculado como una tasa de retorno sobre inversiones alternativas,
Depreciación	Coste anual de reposición de los activos. Esta se calcula sobre la base del valor histórico, actual o de reposición de las inversiones ya realizadas.
Costes administrativos	Costes asociados a la gestión de los servicios del agua como la gestión de concesiones, sistemas de control o la gestión de cobros.
Otros costes directos	Consisten, principalmente, en costes por pérdida de productividad debido a la aplicación de medidas.

La extracción de aguas subterráneas para la prestación de servicios de agua de distribución de agua urbana o de agua de riego contiene un coste fijo y un coste variable que está asociado principalmente a la escala de la operación y las características hidrogeológicas de los acuíferos. Las variables principales que determinan los costes financieros del uso de aguas

subterráneas, son los costes de perforación y construcción de captaciones, sistemas de bombeo, y, especialmente los costes de consumo energético que tienen estrecha relación con el caudal de bombeo (MIMAM, 2007).

Se ha realizado una estimación de los costes totales de extracción por m³ calculados mediante encuestas de campo y bibliografía. A partir de una serie de variables técnicas se ha obtenido el coste de extracción, que está condicionado principalmente por los costes de capital, de mantenimiento y de explotación. De esta forma, los costes computables considerados han sido los gastos anuales de mantenimiento, anualidades por amortización para los componentes de las inversiones, y por último, los costes energéticos, que están condicionados principalmente por el caudal de bombeo. Para todos ellos se han analizado las medias por metro cúbico extraído y por hectárea para los usos de regadío. Anteriormente se explicó la forma en que se sufragan estos costes por parte de las entidades de riego encuestadas en la zona de estudio. No obstante, la variable que más influye en los costes de extracción del agua subterránea, es el contrato de suministro eléctrico acordado entre la entidad de riego y la compañía suministradora de la energía.

Según MIMAM (2003) los costes medios ponderados de extracción de aguas subterráneas en las cuencas intercomunitarias españolas presentan un valor de 0,08 Euros/m³ para los usos urbanos y 0,12 Euros/m³ para los usos de regadío. Los costes medios de extracción más reducidos se ha obtenido en la cuenca del Guadiana y los más elevados en la cuenca del Segura (MIMAM, 2007; Tabla 6.39). En términos medios, los costes por cuenca ponderados para las extracciones en los diferentes acuíferos en función del bombeo, oscilan para la extracción de agua de riego entre 0,09 Euros/m³ de la cuenca del Júcar y 0,21 Euros/m³ de la del Segura (MIMAM, 2007).

Tabla 6.39. Costes de los servicios de extracción de aguas subterráneas por cuenca. Máximos, mínimos y medias ponderadas por m³. Fuente: (MIMAM, 2007)

CUENCA	ABASTECIMIENTO (Euros/m ³)			REGADÍO (Euros/m ³)		
	Máxima	Mínima	Media	Máxima	Mínima	Media
Norte y CI País Vasco	0.37	0.07	0.11	0.18	0.18	0.18
Duero	0.17	0.05	0.11	0.35	0.07	0.11
Tajo	0.22	0.08	0.09	0.29	0.14	0.14
Guadiana	0.16	0.03	0.06	0.47	0.04	0.10
Guadalquivir	0.20	0.03	0.08	0.51	0.04	0.13
CM Andaluzas	0.17	0.05	0.09	0.35	0.07	0.15
Segura	0.21	0.07	0.12	0.74	0.13	0.21
Júcar	0.22	0.04	0.07	0.47	0.07	0.18
Ebro	0.22	0.04	0.07	0.47	0.07	0.18
CI Cataluña			0.06			0.11
Baleares	0.3	0.03	0.11	0.31	0.01	0.12
Canarias	SIN DATOS					
Galicia Costa						

El coste total medio de extracción es actualmente del 0,18 Euros/m³ (Tabla 6.40). Dicho coste se incrementa ligeramente con el descenso de niveles piezométricos, pero resulta difícil cuantificar el incremento dado que viene muy condicionado por el consumo eléctrico y éste se establece mediante negociación de cada usuario con la compañía eléctrica (0,06 a 0,10 Euros/kwh). Este valor de coste de extracción se ajusta bastante bien al valor medio estimado para las aguas subterráneas en la cuenca del Segura. En el área de estudio, a pesar de la gran profundidad a la que se encuentra el agua subterránea, los costes de extracción no superan el 15% de los costes totales de producción agraria, y, en el caso de los frutales, se reduce este valor al 10%. A la vista de estos resultados, podría plantearse que el coste del agua subterránea no es un factor limitante de la rentabilidad agraria en la zona, y el mayor problema realmente se centra en la decreciente disponibilidad de agua por la bajada generalizada de los niveles piezométricos.

Tabla 6.40. Características generales de la utilización del agua subterránea por parte de las entidades de riego

CARACTERÍSTICA	VALOR
Número medio de socios o comuneros	356
Asignación de riegos (% de entidades con acciones)	20
Nº Sondeos medio por entidad	2.6
Concesión media por resolución administrativa (m ³ /año)	3376307
Rango de concesión administrativa (m ³ /año)	5*10 ⁵ - 25*10 ⁶
Concesión total por resolución administrativa (m ³ /año)	195*10 ⁶
Agua media utilizada (m ³ /año)	2597692
Precio medio Kw (Euros/kw)	0.073
Rango del precio medio del Kw (Euros/kw)	0.06 - 0.11
Coste medio del agua TOTAL (Euros/m ³)	0.18
Rango del coste medio del agua (Euros/m ³)	0.11-0.37
% de entidades con optimización del consumo energético	89

En lo que concierne a la recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua, el artículo 9 de la DMA dispone que los Estados miembros tendrán en cuenta la adecuada contribución a la recuperación de los costes del servicio del agua de los diferentes usos del agua, desglosados al menos en industriales, domésticos y agrarios, de acuerdo con un riguroso análisis económico. Este análisis debe tener en cuenta todos los costes que afectan a la provisión de servicios relacionados con el agua (Sierra, 2002). Estos costes son los financieros, los ambientales y los de oportunidad. En el caso de estudio, los pagos efectuados por los regantes de la zona se relacionan exclusivamente con los costes financieros. Los usuarios se hacen cargo de la mayoría de los costes de la extracción, distribución y aplicación del agua, y abonan de forma íntegra todos los costes de explotación (consumo de factores variables como energía, mano de obra, suministros, etc) y buena parte de los costes de capital (derivados de los activos fijos: amortizaciones e intereses). Es sólo por este último concepto por el que se otorgan subvenciones públicas a los servicios del agua para el regadío a través de las actuaciones de modernización y mejora de las infraestructuras de riego en el marco del Plan Nacional de Regadíos

6.4.7 Contabilidad de la producción agrícola

El trabajo de campo se ha basado en el encuestado de las entidades de riego más representativas, así como algunas de las principales explotaciones de cada masa de agua, con el principal objetivo de calcular en detalle la contabilidad de la producción agraria en la zona.

Por otro lado, el trabajo de gabinete ha consistido en la búsqueda de información referente a contabilidad de la producción agrícola. Los resultados aquí presentados, son los valores medios obtenidos para toda el área de regadío, abastecida con agua procedente de las cuatro masas de agua subterránea estudiadas. Además, se ha realizado un análisis específico de cada superficie de regadío asociada a cada masa de agua subterránea.

6.4.7.1 Análisis de costes de producción agrícola

Se han analizado los costes de producción correspondientes a los principales cultivos de la zona, de dos formas diferentes. En primer lugar se han estudiado en campo con los propios agricultores de la zona de estudio. Por otro lado, la fuente de información de gabinete ha sido el anuario de costes de producción agrícola del ejercicio 2006-2007, que edita la Asociación Murciana de Organizaciones de Productores Agrarios (AMOPA, 2007). Esta información se ha contrastado con los datos procedentes del antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), que a través de la Subdirección General de Análisis Económico y Evaluación de Programas, realizaba anualmente una serie de estudios sobre la economía de los sistemas de producción, donde se analizaban los costes y rentabilidad de diversos cultivos y actividades ganaderas en las Comunidades Autónomas. Estos datos permiten comparar los resultados económicos para los diferentes cultivos.

La integración de esta información a nivel comarcal, con el estudio realizado de las explotaciones tipo, permite investigar las características estructurales de las explotaciones y la formación de sus costes de producción y rentabilidad. Con el objetivo de realizar un análisis más exhaustivo, se han considerado las partidas de costes de las publicaciones del MAPA, y además las partidas de costes de AMOPA. Además, se ha analizado la equivalencia entre las dos metodologías de análisis de costes.

El análisis de de costes del antiguo MAPA incluye los conceptos de costes directos, los costes de maquinaria, los costes de mano de obra asalariada, los costes indirectos pagados y las amortizaciones. El coste directo incluye los costes relativos a semillas y plantas, fertilizantes, productos fitosanitarios y otros suministros. El coste de maquinaria es el coste de los trabajos contratados, carburantes y lubricantes, y reparaciones y repuestos. El coste de la mano de obra comprende la mano de obra asalariada específica y general. Los costes indirectos pagados recogen las cargas sociales, seguros, intereses y gastos financieros, canon de arrendamiento, contribuciones e impuestos, y otros gastos generales. Las amortizaciones incluyen la amortización de los cultivos permanentes y otras amortizaciones. De esta forma, los frutales y la uva de mesa son los cultivos donde los costes en maquinaria y asalariados son los mayores. Sin embargo los costes directos son mayoritarios para hortalizas, almendros y cereales (Figura 6.67).

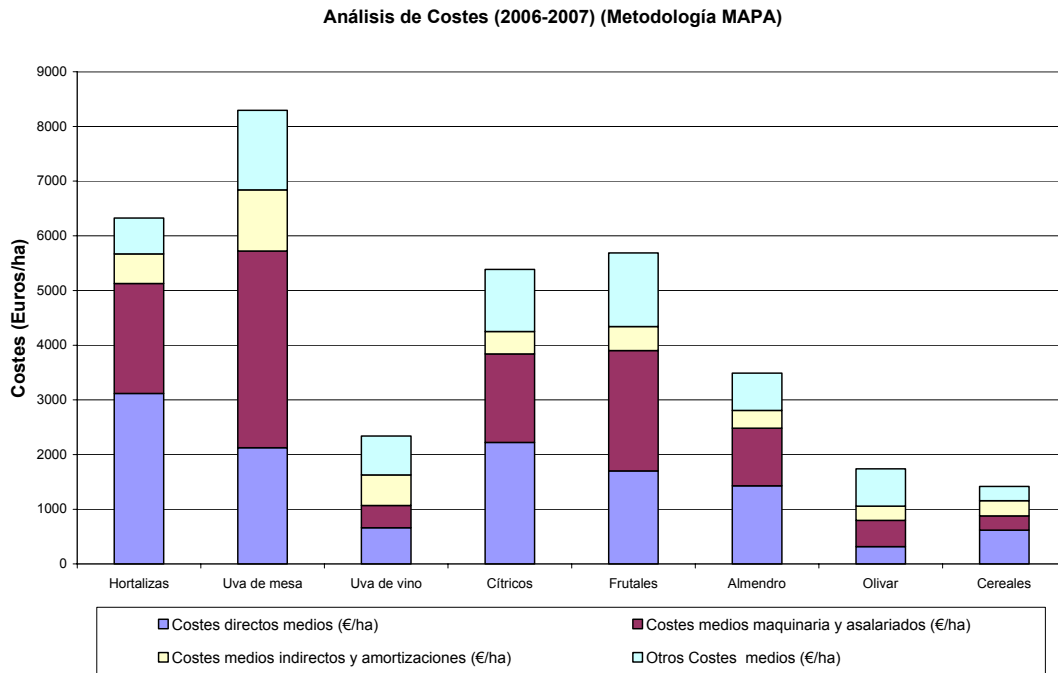


Figura 6.67. Análisis de costes de producción agrícola, según metodología del MAPA

Por otro lado, el análisis de costes de la AMOPA divide los costes en variables y fijos. En los costes variables del ciclo productivo, se incluyen las partidas de materias primas, riego, maquinaria propia, costes de mano de obra (propia y externa), costes de subcontratas, seguros agrarios y otros costes. En los costes fijos se incluyen los conceptos de capital territorial, y capital de la explotación, dentro de los cuales se incorporan otras partidas que no se van a detallar más aquí. Así, los cultivos de hortalizas son los que tienen mayor proporción de costes variables (92 %), y la uva de vino es la que tiene mayor componente de costes fijos (40 %) (Figuras 6.68 y 6.69).

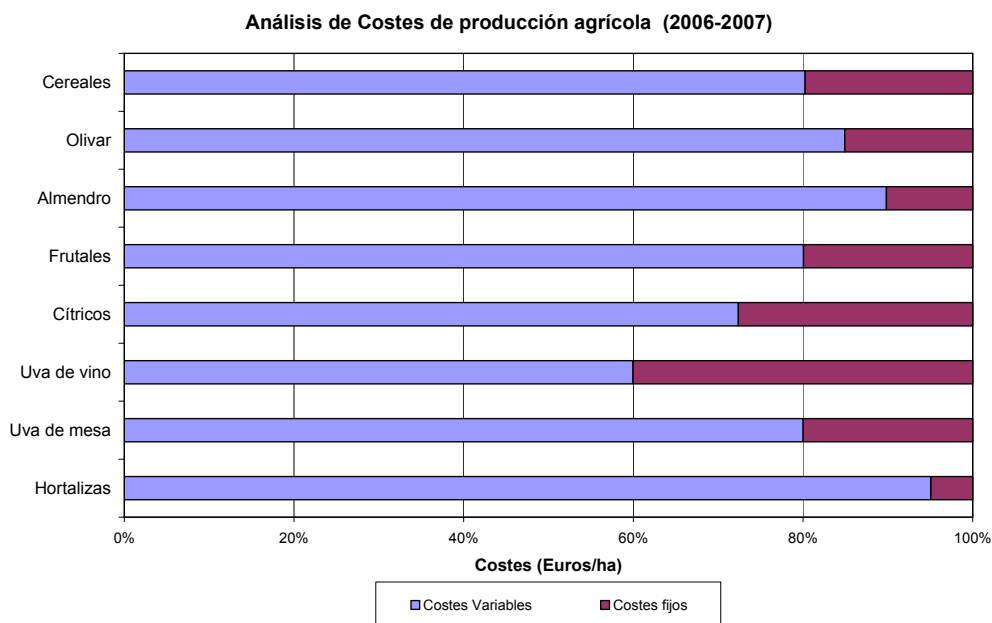


Figura 6.68. Proporción de costes variables y costes fijos de los grupos de cultivos analizados, según metodología de la AMOPA

En cuanto a los costes absolutos, el cultivo de la uva de mesa es el que tiene los costes de producción más elevados con más de 8000 Euros/ha (Figura 6.69). Le siguen el cultivo de hortalizas con más de 6000 Euros/ha. Por otro lado, los cultivos con menor coste de producción son los cereales, lo que no es muy representativo, debido a que son muy minoritarios, en cuanto a la superficie cultivada global.

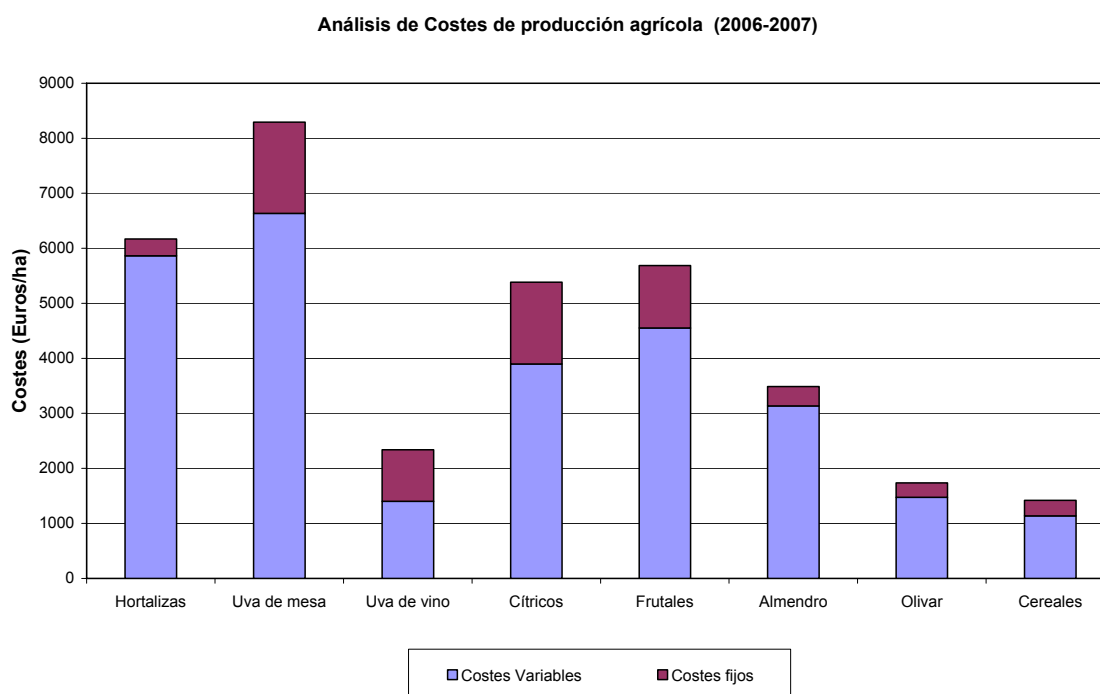


Figura 6.69. Análisis de costes de producción agrícola de los grupos de cultivo analizados según metodología de la AMOPA

6.4.7.2 Análisis de ingresos.

Los ingresos asociados a cada cultivo han sido analizados mediante el contraste de las encuestas de campo con la información de precios de mercado que realiza la Consejería de Agricultura de la Región de Murcia. Este organismo edita un anuario estadístico agroeconómico, del cual se ha extraído y tratado la información relativa a los precios medios de los cultivos seleccionados en el periodo 2002-2006. De esta forma se ha hecho además un análisis de la tendencia del mercado para cada cultivo y esta información se ha introducido en el SSD diseñado. En cuanto a las subvenciones, debido al tipo de cultivo, no resultan destacables y se limitan a escasas zonas de cereales de regadío y olivar.

Por otro lado, se ha realizado una comparación entre los datos de rendimientos recopilados en campo y la información oficial disponible anteriormente indicada. Existen tres grupos de cultivos (hortalizas, uva de mesa y cítricos) con valores de rendimiento muy altos, por encima de los 25.000 kg/ha, y seguidos de cerca de los frutales, con un rendimiento mayor de 20.000 kg/ha (Figura 6.70). Estas tasas tan altas de producción se deben a varias razones, entre las que destacan la alta mecanización de las explotaciones agrícolas, el sistema de regadío de goteo especializado y la benigna climatología de las áreas en donde se producen estos

cultivos. En una posición opuesta se encuentran los cultivos de almendro, olivar y cereales con rendimientos inferiores a 5.000 kg/ha.

En la figura 6.71 se presentan los los ingresos medios que genera cada cultivo en el periodo 2002-2006. Los cultivos que más ingresos generan son la uva de mesa con más de 14.000 Euros/ha seguidos de los frutales con más de 12.000 Euros/ha. Por otro lado, el cultivo que menos ingresos genera es el olivar, con unos 3.000 Euros/ha.

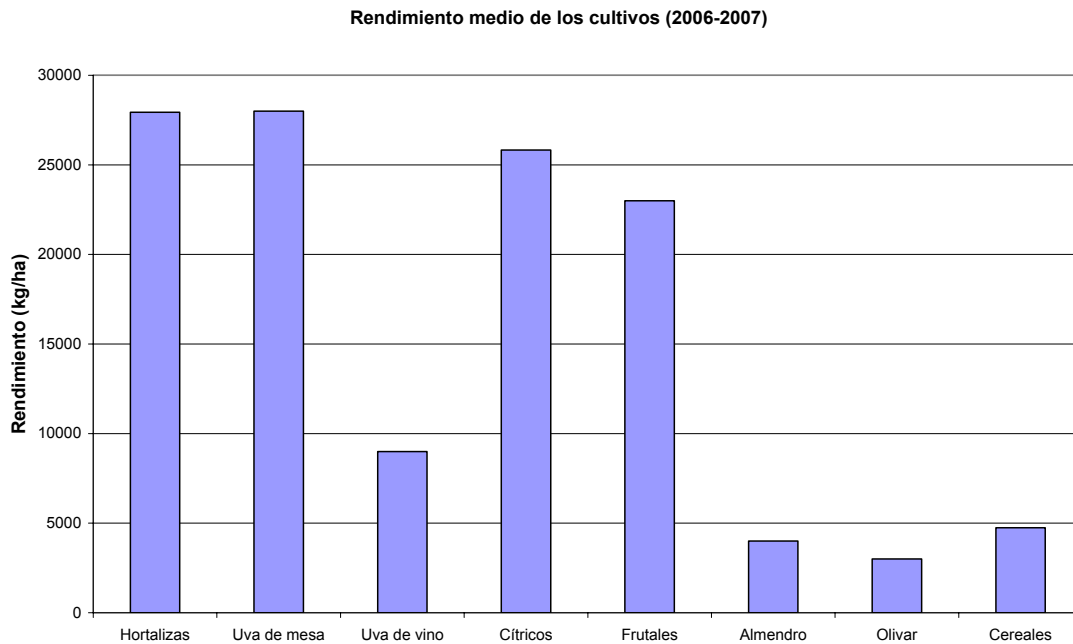


Figura 6.70. Rendimiento medio de los grupos de cultivos estudiados

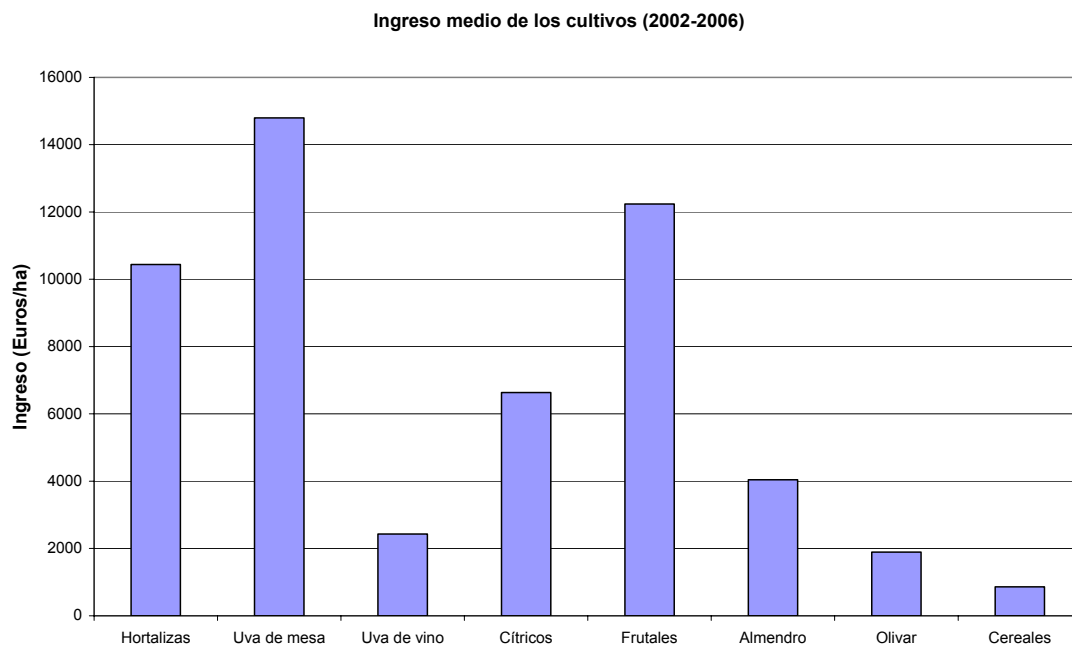


Figura 6.71. Ingreso medio de los grupos de cultivos analizados (periodo 2002-2006)

6.4.7.3 Análisis de la rentabilidad agrícola

El análisis de la rentabilidad de los cultivos se ha efectuado a partir de la consideración de dos indicadores diferentes. En primer indicador es el margen neto de cada cultivo, para lo cual, en un primer paso se calcula a partir de restar de los ingresos (incluidas subvenciones), los costes directos, de maquinaria y de mano de obra asalariada, lo que permite obtener el margen bruto; en un segundo paso, se detrae del margen bruto, los costes indirectos pagados y las amortizaciones y se obtiene finalmente el margen neto.

Por otro lado, si al margen neto se le restan otros costes como la renta de la tierra, los intereses de otros capitales propios y la mano de obra familiar, se obtiene el beneficio neto. Esta variable es muy importante, porque representa la rentabilidad agrícola en un sentido más realista, una vez descontados todos los costes de producción.

Como se ha comentado anteriormente, los cultivos de frutales y uva de mesa son los que presentan mayor capacidad de transacción de dinero, ya que las tasas de productividad son muy altas, y a pesar de tener costes elevados, han sido rentables en los últimos años, con la excepción del melocotón, que ha producido pérdidas significativas por su bajo valor de mercado. El margen neto medio para estos cultivos se ha cifrado en unos 8.000 Euros/ha y el beneficio neto en unos 6.500 Euros/ha (Figura 6.72 y Tabla 6.41). En el caso de la uva de vino los rendimientos son mucho menores (Figura 6.72 y Tabla 6.41), y además, el margen neto es muy reducido (800 Euros/ha), con un beneficio neto prácticamente nulo y por tanto, no produce beneficio al productor primario. .

En definitiva, el factor que marca la rentabilidad de los cultivos, en general, es el valor de mercado que resulta muy fluctuante. Este hecho produce que la agricultura esté sometida a una incertidumbre anual constante, que se agrava al tratarse de cultivos leñosos con ciclos largos de amortización, donde el riesgo a asumir por parte de los agricultores es mayor que en los cultivos herbáceos.

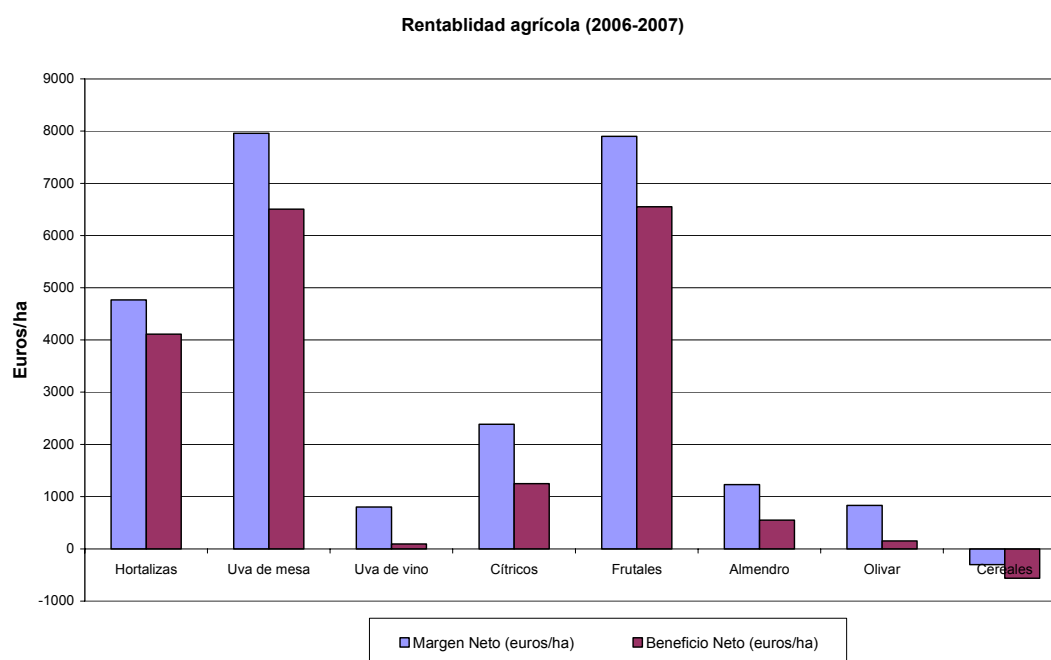


Figura 6.72. Rentabilidad agrícola de los grupos de cultivos, expresada como Margen Neto y Beneficio Neto

Tabla 6.41. Rendimientos, costes y márgenes de los cultivos en Euros por hectárea (Metodología de Costes del MAPA)

Agrup. cultivos	Cultivo	Rend. (kg/ha)	Rend. medio (kg/ha)	Ingresos (€/ha)	Ingresos medios (€/ha)	C. directos (€/ha)	C. directos medios (€/ha)	C. maquinaria y asalariados (€/ha)	C. medios maquinaria y asalariados (€/ha)	C. indirectos y amortizac (€/ha)	C. medios indirectos y amortizac (€/ha)	Margen neto (€/ha)	Margen neto medio (€/ha)	Otros Costes (€/ha)	Otros Costes medios (€/ha)	Benef. neto (€/ha)	Benef. neto medio (€/ha)
Hortalizas	Alcachofa	18000	27938	12833	10438	4249	3120	1955	2009	511	540	6118	4769	744	657	5374	4112.28
	Lechuga	33500		13065		4416		3778		136		4735		203		4532	
	Brocoli	19000		9259		2212		1522		202		5324		851		4472	
	Cebolla	70000		11436		3663		2539		83		5150		2451		2699	
	Judía verde aire libre	12000		17667		1640		2256		2274		11499		0.00		11499	
	Melon aire libre	30000		8968		5054		2104		142		1668		534		1133	
	Alfalfa	16000		2880		1082		773		142		883		420		463	
	Patata	25000		7395		2638		115		827		2778		53		2725	
Uva de mesa	Uva de mesa	28000	28000	14799	14800	2125	2125	3597	3596	1120	1120	7957	7957	1451	1451	6506	6505
Uva de vino	Uva vinificación	9000	9000	2430	2430	661	661	409	409	557	558	802	801	709	709	92	92
Cítricos	Limonero	21000	25833	5040	6635	1964	2222	2084	1620	405	408	587	2384	1442	1135	-856	1249
	Naranja	26000		6102		1758		1060		344		2941		882		2059	
	Mandarino	30500		8762		2945		1716		476		3626		1082		2544	
Frutales	Melocotonero	30000	23000	16094	12237	2001	1703	2558	2198	561	439	10974	7898	544	1346	10430	6551
	Ciruelo	14000		5955		1759		2246		318		1632		2021		-388	
	Albaricoquero	25000		14664		1349		1789		439		11087		1476		9611	
Almendro	Almendro (con cascara)	4000	4000	4040	4040	1430	1430	1053	1053	325	325	1232	1232	680	680	552	552
Olivar	Olivar (kg de aceituna)	3000	3000	1890	1890	315	315	480	480	262	262	833	833	680	680	152	152
Cereales	Cebada	4500	4750	725	856	248	618	109	260	177	280	191	-302	0	258	191	-561
	Maiz	7500		1425		859		613		759		-806		700		-1506	
	Avena	3000		546		617		118		45		-234		91		-325	
	Trigo	4000		729		749		202		138		-360		242		-603	

CAPÍTULO 7. CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE SOPORTE A LA DECISIÓN (SSD)

En este capítulo se describe el proceso completo de construcción del Sistema de Soporte a la Decisión (SSD) y sus principales características. El desarrollo de esta herramienta se ha basado en la aplicación de las Redes Bayesianas Orientadas a Objetos (“Object-Oriented Bayesian Networks”, OOBNs), que se consideran como el núcleo principal de la metodología investigadora llevada a cabo, aunque también se han incorporado otras técnicas participativas e integradas para el análisis de la gestión hídrica tales como el Análisis Multicriterio y la Optimización Multiobjetivo; éstas últimas han sido incluidas en el siguiente capítulo dado que tienen mayor relación con los escenarios e intervenciones de gestión. En la figura 7.1 se esquematiza el procedimiento metodológico.

La utilización combinada de estas técnicas ha permitido diseñar un modelo de conocimiento robusto y fiable sobre el sistema hídrico en general, que sirve para poder evaluar escenarios e intervenciones de gestión, desde diferentes puntos de vista y bajo diferentes circunstancias. La elaboración de este modelo de conocimiento ha contado con la máxima participación pública posible y por ello, se ha conseguido establecer los escenarios e intervenciones de gestión desde un punto de vista consensuado.

7.1 Identificación y definición de impactos generados por la explotación intensiva en el caso de estudio

La identificación genérica de los principales aspectos e impactos producidos por la explotación intensiva del agua subterránea en la zona, desarrollada a lo largo del capítulo 6, permite aproximarse al conocimiento de la problemática desde diversos puntos de vista. En la tabla 7.1 sintetizan las líneas generales temáticas argumentales que, a lo largo del presente capítulo, se traducirán en variables concretas, sus interrelaciones y que constituirán la estructura del SSD.

La comprensión cualitativa de dichas líneas generales o impactos producidos por la situación hídrica de la zona de estudio es clave para la correcta contextualización del problema y su posterior modelización participativa. Además, en una fase más tardía de la investigación, ha sido necesaria una labor intensa de recopilación y tratamiento de la información, con el objetivo de cuantificar dichos aspectos e impactos y asignarles distribuciones de probabilidad basadas en los datos reales.

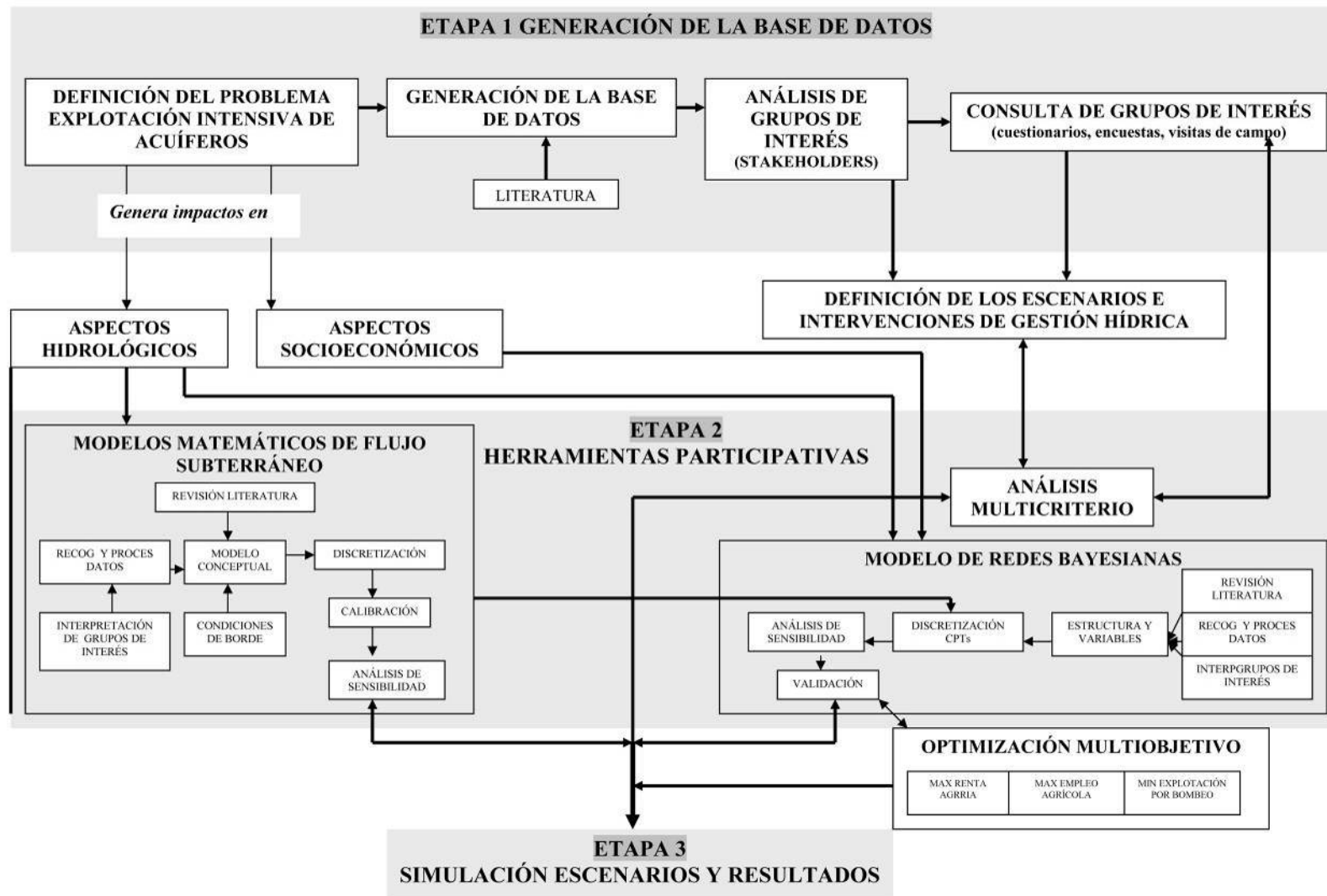


Figura 7.1. Esquema de la metodología seguida durante esta investigación relacionada con la aplicación de técnicas integradas y participativas para el análisis de la gestión hídrica

Tabla 7.1. Identificación de aspectos e impactos principales ocasionados por el uso intensivo de las aguas subterráneas

FACTORES / ASPECTOS	IDENTIFICACIÓN CUALITATIVA DE IMPACTOS OCASIONADOS POR EL USO INTENSIVO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS	
	POSITIVOS	NEGATIVOS
Económicos	Creación y mantenimiento de regadíos (de "Interés Nacional"). Transformaciones de secano a regadío	Incremento de los costes de explotación (ejecución de nuevas captaciones y bombeo)
	Creación y mantenimiento de industria (refrigeración industria del mármol, mueble)	
	Abastecimiento de zonas urbanas y desarrollo del sector servicios	
Sociales	Fijación de población local (no se produjo efecto de emigración). Desarrollo de la zona costera (aumento de la población)	Temor social: el agotamiento de los recursos hídricos hace que la sociedad se esté planteando su dedicación a otras actividades económicas (turismo residencial, ganadería, etc...)
	Intergeneracionales: La desecación del manantial está asumida	Conflictos sociopolíticos Tensiones crecientes entre usuarios actuales del agua
Ambientales (Hidrológicos y Ecológicos)	Existe una importante sensibilidad ambiental en la zona, especialmente, en relación a la escasez de recursos hídricos	La desecación de manantiales afectó a ecosistemas relacionados con zonas húmedas (humedal de Salinas y laguna endorreica)
		Eliminación de las salidas subterráneas a otros acuíferos (posiblemente en acuífero Jumilla-Villena), con afección diferida a otros humedales (zona de Villena)
		Deterioros zonales de la calidad de las aguas subterráneas por incremento de la salinidad
Legales	Al tratarse de "Aguas Privadas" no hay obligación de protección administrativa	El uso privativo de las aguas ha condicionado las actuaciones de Administración
		"Tragedia de los bienes comunes"
		Algunos acuíferos no tienen declaración de sobreexplotación (facilidad para permitir nuevas concesiones de captación de agua)
		Imposibilidad de cumplir, a medio plazo, la DMA en cuanto a la recuperación
Institucionales	Al tratarse de un acuífero intercuenca la gestión puede estar supervisada desde la Administración Central	Posible conflicto de intereses entre las demarcaciones hidrográficas del Júcar y Segura)
Políticos	Existe cierto consenso político respecto a la necesidad de solucionar el problema mediante gestión de la oferta y la demanda, aunque no existe acuerdo más allá de los aspectos generales (aportación de nuevos recursos hídricos externos para mantener la economía local)	El problema del agua está dentro del debate político diario. Son numerosos los "Grupos de Presión" de diferentes signos
		Se detectan conflictos intercomarcales (por destinarse el agua al abastecimiento de la zona costera) y entre Comunidades Autónomas.

7.2 Participación activa de grupos de interés (Stakeholders)

La DMA fomenta la participación activa de los grupos de interés (stakeholders), en procesos de toma de decisiones sobre temas generales de gestión medioambiental siempre que sea posible, y cuanto antes se produzca esa participación en la toma de decisiones mejor (Bromley 2005b). Lo anterior no implica que cada decisión necesite de un proceso de participación pública completa. El grado de participación de los stakeholders no puede ser prescrito, sino que dependerá de las circunstancias locales del caso de estudio, así como del tiempo y la financiación disponible, y del tipo de decisión que está siendo tomada.

A nivel europeo, existe una larga tradición de participación activa de stakeholders en temas de gestión hídrica (Orr et al., 2007). En España, en los últimos años proliferan los estudios en los que se incorpora el proceso de participación. El término “stakeholders” es tomado y traducido al castellano como grupos de interés. Dicho “interés” puede ser de diferente naturaleza: regulador, financiero, de negocios, ético, etc. La participación activa de stakeholders debe contribuir a que el proceso de toma de decisiones esté mejor sustentado y más consensuado, y así se garantiza que, sobre todo, las consideraciones socioeconómicas se van a tener en cuenta (Andreu et al., 2006).

El proceso de construcción de modelos “alimentados” desde fuentes de conocimiento de diversa naturaleza ha sido estudiado desde diferentes puntos de vista multidisciplinares tales como la Evaluación y Gestión Adaptativa Medioambiental (“Adaptive Environmental Assessment and Management”, AEAM), y la Evaluación y Modelización Integrada (“Integrated Assessment and Modelling”, IAM), (Videira et al., 2003). Existen numerosas metodologías que abordan la colaboración de los stakeholders en los estudios de gestión del agua. En Antunes et al., (2006), se describe la Modelización Mediadora (“Mediated Modelling”, MM) como un proceso mediante el cual los grupos de interés colaboran juntos en el desarrollo de un modelo de simulación sobre un problema específico, normalmente en una serie de talleres de trabajo dirigidos por un moderador (Van den Belt et al., 2000; Van den Belt, 2004). Por otro lado, según Henriksen et al., (2006), la Modelización con Participación Pública (“Public Participatory modelling”, PPM), es un proceso de modelización que concierne al razonamiento y decisión realizado sobre los sistemas en general; para ello se usan modelos computacionales y tecnología de análisis, con el concurso de los grupos implicados en cualquier problemática. Según Voinov et al., (2008), “PPM” es un proceso de modelización que incorpora los grupos de interés entre los que se incluye el agente que toma las decisiones; esto permite facilitar la toma de decisiones sobre los recursos naturales complejos.

En la presente investigación, se han empleado varias de las anteriores metodologías. De esta forma, el proceso de participación pública se ha realizado mediante entrevistas donde se han completado encuestas y cuestionarios de campo. Los stakeholders consultados se han agrupado en administraciones hídricas autonómicas y locales implicadas en la zona de estudio, las entidades agrícolas, entidades de abastecimiento y organismos de investigación, así como los grupos ecologistas y conservacionistas más representativos (Tabla 7.2). Los datos obtenidos de los stakeholders son de gran utilidad ya que alimentan al SSD con una información genuina, que aporta un conocimiento mejor y real del problema. En general, el diseño del modelo de redes Bayesianas es una conceptualización del problema basado en la información obtenida del proceso de participación pública. A partir de la discusión con los grupos de interés se estructura el SSD, ya que éste refleja sus percepciones sobre el sistema hídrico real. Además, la discretización de las tablas de probabilidad condicional (CPTs) ha

sido realizada en gran parte gracias a la información recabada mediante el proceso de participación pública. De esta forma, la modelización asegura conseguir un fiel reflejo de la realidad, al menos de aquella que perciben los más afectados por la problemática hídrica de la zona de estudio.

Tabla 7.2. Grupos de interés (Stakeholders) implicados en el estudio

GRUPO DE INTERÉS	ACTIVIDAD
Confederación Hidrográfica del Segura (CHS)	Administración hidráulica
Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ)	
Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia	Administración autonómica
Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia	
Conselleria de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana	
Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana	
Asociación de Comunidades de Regantes del Altiplano Murciano	Agricultura
Comunidad de usuarios del acuífero Ascoy-Sopalmo	
Irrigation organizations	
Junta Central de Usuarios del Vinalopó l'Alacantí (CCRR)	
Junta Central de Usuarios del Vinalopó l'Alacantí (Ayuntamientos)	Abastecimiento de agua
Aquagest	
Ayuntamiento de Jumilla	Administración local
Ayuntamiento de Yecla	
Ayuntamiento de Cieza	
Diputación Provincial de Alicante	
Ecologistas en Acción	Grupos ecologistas
ADENA	
Greenpeace	
Asociación Naturalista del Sureste (ANSE)	
Instituto Geológico y Minero de España	Investigación
Universidad de Murcia	
Universidad Politécnica de Cartagena	
Universidad de Alicante	
Instituto Euromediterráneo del Agua	

7.3 Definición de las variables del SSD

Las OOBNs están formadas por tres elementos principales (variables o nodos, relaciones entre ellas y tablas de probabilidad), tal y como se ha descrito en el capítulo 2. La información elaborada a lo largo de esta investigación ha sido traducida en variables específicas, la mayor parte de ellas definidas como indicadores lo suficientemente representativos como para reproducir el sistema real.

Las variables se han clasificado en cinco grupos en función de su utilidad dentro del modelo de OOBNs (Tabla 7.3). En primer lugar, los denominados “nodos o variables padre” (“parents”), que no dependen de ningún otro, representan, en la mayor parte de los casos, las intervenciones de gestión hídrica propuestas en el estudio. Otro grupo de variables desarrollan las intervenciones de gestión (“interventions developer”), de las variables padre que por si mismas no constituyan una intervención. Por otro lado, se han considerado las variables que representan los objetivos parciales y finales (“final and partial objectives”), que han sido establecidas para evaluar los impactos sobre ellas mismas, producidas por todo el sistema. El resto de nodos intermedios (“intermediate nodes”), forman parte de la estructura del SSD y su inclusión resulta necesaria como enlace del sistema.

Además de los grupos de variables antes descritos, que constituyen una red bayesiana tradicional, las OOBNs requieren la introducción de otra clase de “variables interfase” para poder conseguir la unión entre las distintas redes bayesianas. En esta investigación se han considerado las variables de renta total (“Total Income”) y número total de empleos agrícolas directos (“Total Number of Agricultural Direct Employment”), que forman parte de los denominados nodos de instancia (“instance nodes”), utilizados en el caso de estudio para describir el comportamiento socioeconómico general medio del sistema hídrico.

Las OOBNs permite la introducción de variables cualitativas y cuantitativas. En el caso de estudio, se han introducido algunas variables referidas a aspectos incontables tales como la tendencia de mercado (“Market Trend”), y como variable que pueden ser medidas numéricamente las referidas a la precipitación y balance hídrico entre otras (“Rainfall”, “Water Balance”, etc).

Tabla 7.3. Lista extendida de las principales variables incluidas en el SSD. (*)Variables padre que representan intervenciones de gestión hídrica

GRUPO	NOMBRE	EXPLICACIÓN
1. Padres (Parents)	Cambio climático (Climate Change)	% Reducción de la precipitación anual
	*Reducción obligatoria de la demanda hídrica (Water Demand Reduction Compulsory, WDRC)	% Reducción de la demanda hídrica aplicando herramientas coercitivas
	* Reducción voluntaria de la demanda hídrica (Water Demand Reduction Voluntary, WDRV)	% Reducción de la demanda hídrica aplicando herramientas voluntarias
	*Entrada de recursos externos al sistema para regadío procedente del TJV (External Irrigation Water Resource Income, EIWRI_JV)	Millón m3/y
	* Entrada de recursos externos al sistema para regadío procedente de la desalación (External Irrigation Water Resource Income from desalination, EIWRI_des)	Millón m3/y
	*Oferta de compra de los derechos hídricos (Purchase of Water Rights, PWR)	Euros/ha
	* Entrada de recursos externos al sistema para abastecimiento procedente del TJV (External Domestic Water Resource Income, EDWRI_JV)	Binario (Si/No)
	* Entrada de recursos externos al sistema para abastecimiento procedente del TTS (External Domestic Water Resource Income, EDWRI_TTS)	Binario (Si/No)
	*Reducción de las concesiones de extracción (Reduction of Water Rights, RWR)	% Reducción
	Oferta de compra de suelo rústico (Sale land offer price)	Euros/ha
2. Desarrolladoras de intervenciones (Interventions Developer)	Precio del recurso hídrico externo (Price of external irrigation water resource)	Euros/m3
	Disponibilidad de recursos hídricos para agricultura	Millón m3/y
	Compra de derechos de agua (PWR)	% derechos hídricos vendidos
	Venta de tierra (Sale of land)	% de tierra de regadío vendida
	Renta procedente de la venta de tierra (Income from sale land)	Euros/ha
3. Nodos intermedios (Intermediate Nodes)	Precipitación (Rainfall)	Precipitación media anual (mm/year)
	Recarga natural (Natural recharge)	millón m3/y
	Requerimientos hídricos despues de la precipitación (Irrigation Water Need After Rainfall)	Millón m3/y
	Explotación por bombeo para regadío 1 (Water Irrigated Abstraction 1)	Millón m3/y
	Explotación por bombeo para regadío 2 (Water Irrigated Abstraction 2)	Millón m3/y
	Explotación por bombeo para regadío 3 (Water Irrigated Abstraction 3)	Millón m3/y
	Explotación por bombeo para abastecimiento (Water Domestic Abstraction)	Binario (Explotación actual/Ninguna)
	Explotación por bombeo (Water abstraction)	Millón m3/y
	Balance hídrico anual (Annual Water Budget)	Millón m3/y
	Distribución de cultivos (Crop Distributions)	% de cada distribución de cultivos
	Tendencia de mercado (Market Trend)	Tendencia del precio de los cultivos en los cinco años anteriores
	Costes variables (Variable Costs)	% Incremento con respecto al IPC 4,5 %
4. Objetivos parciales (Partial Objectives)	Renta económica procedente de actividades no agrícolas (Total Income from alternative activities)	Euros/ha
	Beneficio agrario neto (Agricultural Net Profit)	Euros/ha
5. Objetivos finales (Final Objectives)	Renta total (Total Income)	Euros/ha
	Recuperación de las descargas naturales (Natural discharge recovery)	Años
	Número total de empleos agrícolas (Total number of Agricultural Direct Employments)	Número de empleos agrarios por hectárea

7.4 Estructura general del SSD y estados de las variables

El diseño del modelo de redes reproduce la estructura del sistema real (Figuras 7.2 y 7.3), dado que resulta de tener en cuenta la existencia de cuatro masas de agua subterránea con un comportamiento hidráulico autónomo. Es por ello que no tendría sentido introducir variables hidrológicas medias, y por esta causa se ha diseñado una red similar para cada acuífero, que pueda ser comparable con el resto (Figura 7.4). Por el contrario, las variables socioeconómicas, aunque han sido asignadas para cada área de riego asociada a cada acuífero, si están relacionadas entre sí, y por tanto, se engloban en una quinta red (Figura 7.5), que resume el comportamiento socioeconómico medio de la zona de estudio.

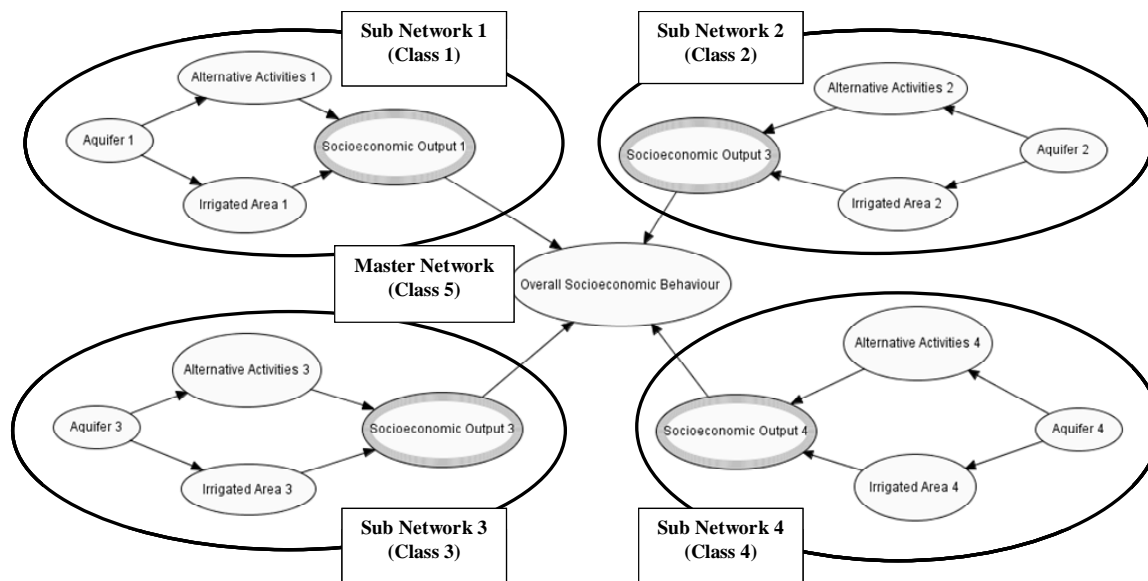


Figura 7.2. Estructura lógica del SSD

A nivel general, la parte hidrológica de la red de cada acuífero se basa en balances hídricos, introducidos directamente en el SSD a través de resultados obtenidos en los modelos de flujo elaborados en esta investigación o los de referencias bibliográficas (Figura 7.3). Por otro lado, la parte agroeconómica de la red ha sido alimentada por un modelo agroeconómico de simulación, que permite simular el comportamiento de la distribución de cultivos actual o potencial, bajo diferentes escenarios de gestión; dicho modelo de simulación ha sido contrastado y validado con un software de optimización (Ganet XL). Por tanto, las cuatro redes pertenecientes a cada acuífero constan de una parte hidrológica, que queda directamente conectada con las intervenciones hidrológicas de gestión, y otra parte socioeconómica que está conectada con las intervenciones de gestión con un carácter más socioeconómico (Figura 7.4). Por último, la quinta red resume el comportamiento socioeconómico medio de todo el sistema hídrico (Figura 7.5). En los epígrafes posteriores se explica con mayor detenimiento los aspectos comentados.

Todas las variables introducidas están caracterizadas por unos estados, que pueden ser de diferente naturaleza: valores numéricos discretos, valores numéricos agrupados en intervalos, valores cualitativos o valores booleanos. Para el tipo de variables consideradas en este modelo

la información cuantitativa se ha organizado en intervalos y la cualitativa ha sido introducida como estados de texto.

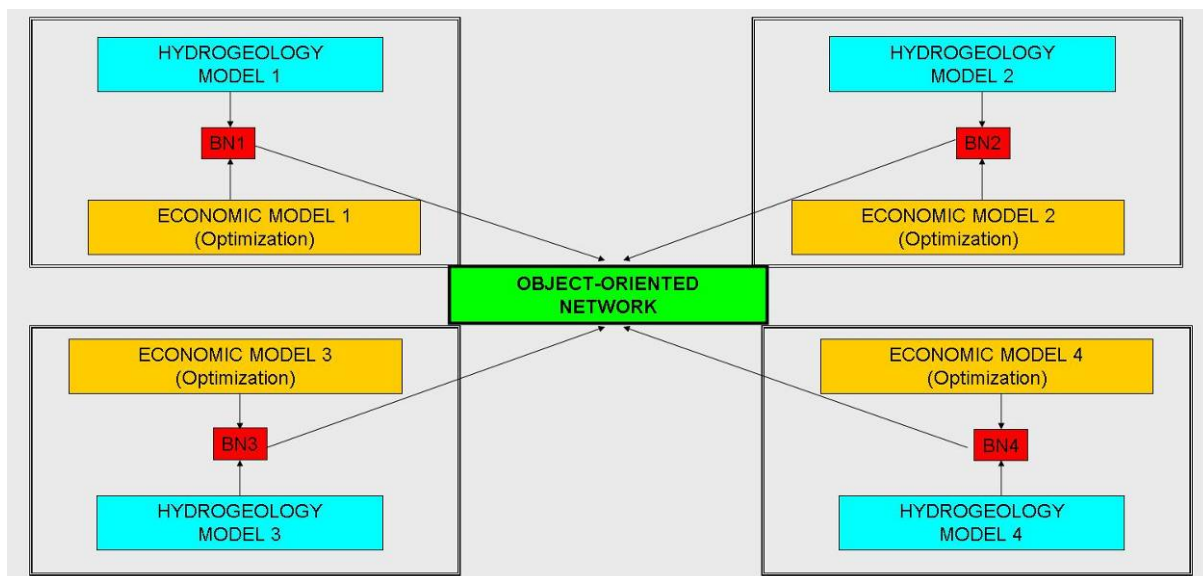


Figura 7.3. Esquema general del SSD

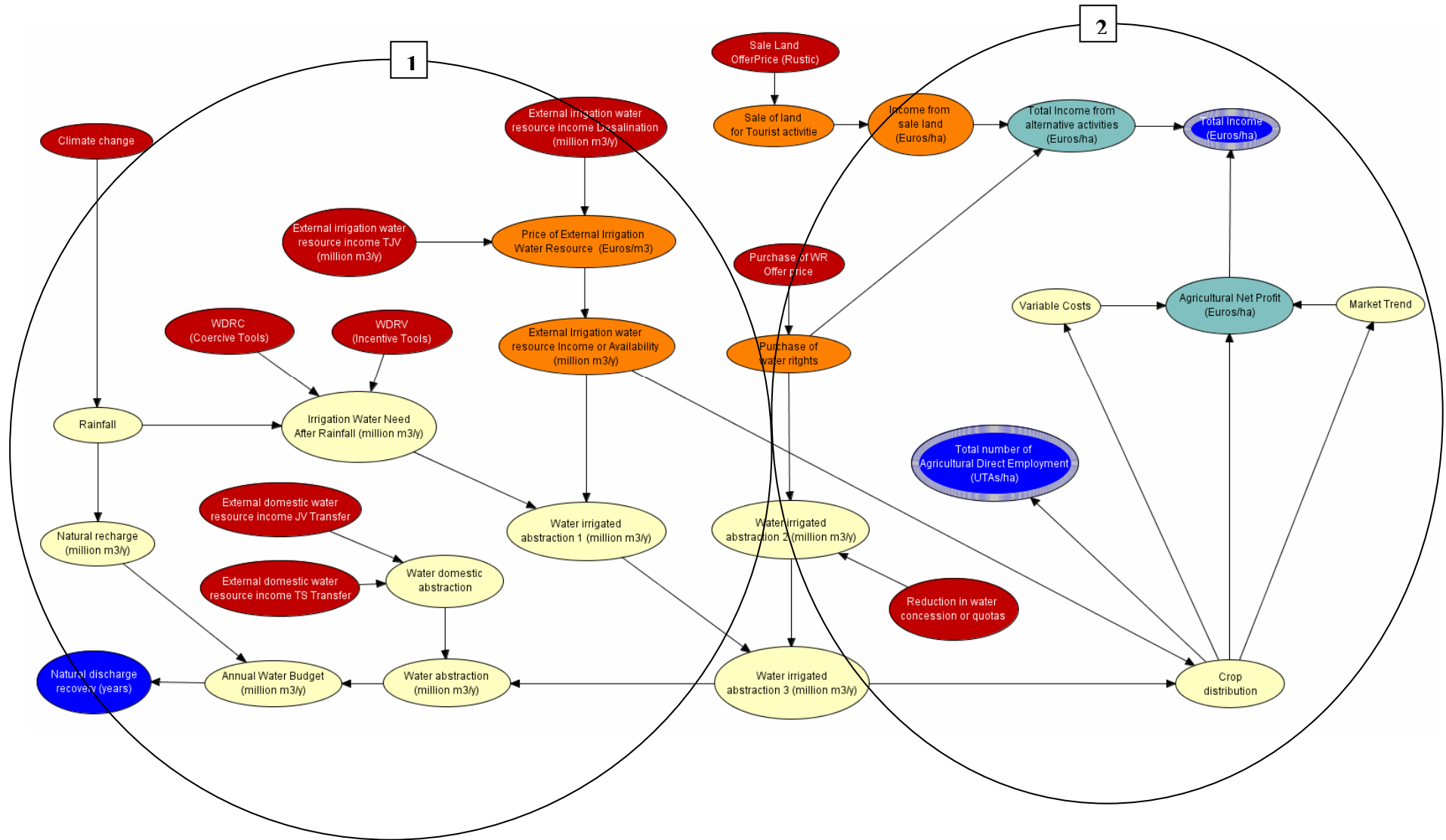


Figura 7.4. Estructura de la redes bayesianas diseñadas para cada acuífero (versión completa). (1) Parte Hidrológica (2) Parte Socioeconómica. Nota: Traducción y criterio de colores incluidos en la tabla 7.3

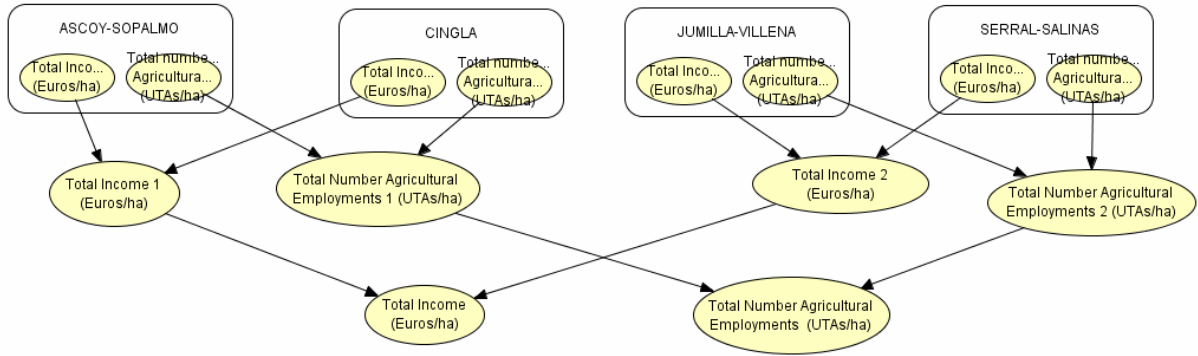


Figura 7.5. Red final que describe el comportamiento socioeconómico de todo el sistema

7.4.1 Parte Hidrológica

El estudio sectorial hidrogeológico de los acuíferos considerados ha sido la base de conocimiento utilizada tanto para la definición de variables, como para la estructuración de esta parte del modelo. Dicha estructura es bastante similar para los cuatro acuíferos estudiados (Figura 7.6), aunque difiere ligeramente según las situaciones locales y alternativas de gestión que sólo afecten a uno o varios acuíferos.

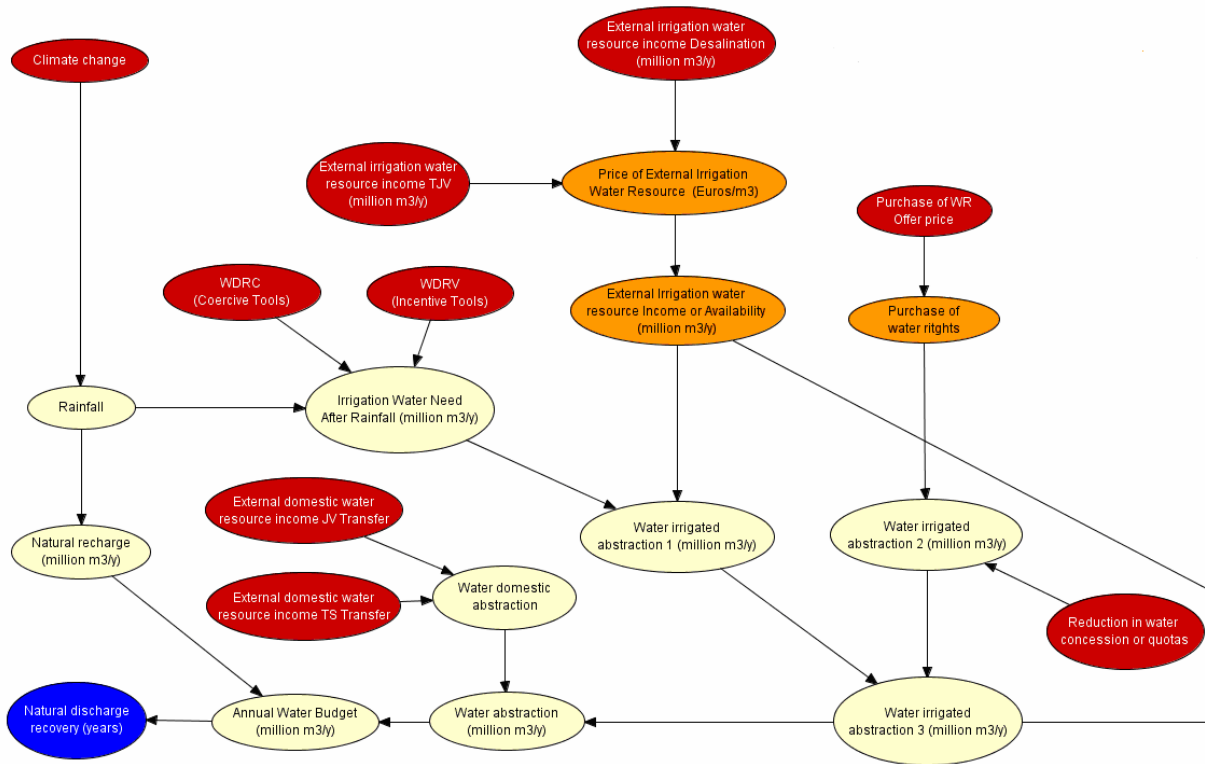


Figura 7.6. Parte hidrológica de la Red Bayesiana de cada acuífero

La parte hidrológica de la red contiene cuatro variables intermedias (Tabla 7.3), que han sido introducidas en el modelo de forma automática a partir de los “output” de los modelos de flujo subterráneo de cada acuífero. En concreto, las variables introducidas han sido las siguientes: precipitación (“Rainfall”), recarga natural (“Natural Recharge”), explotación por bombeo (“Water Abstraction”) y balance hídrico anual (“Annual Water Budget”). Las tres

primeras variables representan los términos del balance hídrico, y su función de probabilidad es una salida de los modelos de flujo correspondientes. Por otro lado, el balance hídrico se introduce mediante operaciones lógicas y su incorporación a la red permite la simulación posterior de diferentes intervenciones de gestión (Figura 7.6). Las intervenciones de gestión hídrica introducidas, más directamente relacionadas con esta parte hidrológica de la red, descritas en detalle en el siguiente capítulo, han sido las siguientes: entrada de recursos hídricos externos para abastecimiento (“External Domestic Water Resource Income”), entrada de recursos hídricos externos para regadío (“External Irrigation Water Resource Income”), compra de derechos de agua (“Purchase of Water Rights”), y reducción en la demanda agraria (“Water Demand Reduction”). Por último, conviene señalar que si bien son constantes para todas las redes los estados de las variables de la parte socioeconómica, descrita a continuación, la parte hidrológica cuenta con unos estados específicos para la red de cada acuífero.

7.4.2 Parte socioeconómica

La estructura de la parte socioeconómica del SSD (Figura 7.7), presenta, a su vez, dos secciones claramente diferenciadas: variables económicas no agrícolas y variables agroeconómicas. Asimismo, existe una variable objetivo de renta total (“Total Income”), que agrupa los resultados obtenidos por estas dos vías (parte agraria y otra parte no agraria). En lo que concierne a la sección referida a las actividades económicas no agrícolas, se ha requerido el análisis de la renta procedente de la posible venta de terrenos y de derechos del agua. En esta sección se han introducido las siguientes cinco variables: oferta de compra de suelo rústico (“Sale Land Offer Price; Rustic”), renta procedente de la venta de tierra de regadío (“Income from sale land”), oferta de la compra de derechos hídricos (“Purchase of WR Offer price”), compra de derechos hídricos (“Purchase of Water Rights”), y renta total procedente de actividades no agrícolas (“Total Income from alternative activities”).

Con respecto a la sección agroeconómica, se han incluido cinco variables: distribución de cultivos (“Crop Distribution”; Tabla 7.4), costes variables de la producción agrícola (“Variable Costs”; Tabla 7.5), tendencia de mercado (“Market Trend”; Tabla 7.6), beneficio agrario neto (“Agricultural Net profit”; Tabla 7.7) y número total de empleos agrarios (“Total Number of Agricultural Employments”; Tabla 7.8). Los costes variables están referidos a un incremento porcentual sobre el Índice de Precios al Consumo (IPC). La variable de tendencia de mercado es cualitativa y se refiere a la tendencia de los precios del mercado en los últimos 5 años. Estas dos variables dependen de la variable de distribución de cultivos. La variable que representa el beneficio agrario neto constituye un resultado del estudio agroeconómico y depende de las tres variables anteriores. La variable número total de empleos agrarios depende únicamente de la variable de distribución de cultivos.

Tabla 7.4. Estados de la variable distribución de cultivos “Crop Distribution”

VARIABLE	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (STADOS)	ESCENARIOS CD_DESCRIPTION
Distribución de Cultivos (Crop Distribution)	D1 Distribución actual	Mezcla de cultivos actual
	D2	100% CIT+FNC+VEG
	D3	100% ALM+OLV+WGV
	D4	Agricultura de secano

Tabla 7.5. Estados de la variable costes variables “Variable Costs”

VARIABLE	ESTADOS	DESCRIPCIÓN DEL ESTADO
Costes Variables (Variable Costs)	No Incremento	Incremento igual al IPC
	5%	Incremento del 5 % por encima del IPC
	10%	Incremento del 10 % por encima del IPC

Tabla 7.6. Estados de la variable tendencia del mercado “Market Trend”

VARIABLE	ESTADOS	DESCRIPCIÓN DEL ESTADO
Tendencia del Mercado (Market Trend)	Strong Decrease Prices	Descenso acusado de precios
	Light Decrease Prices	Descenso suave de precios
	Steady	Estabilidad de precios
	Light Increase Prices	Ascenso suave de precios
	Strong Increase Prices	Ascenso acusado de precios

Tabla 7.7. Estados de la variable beneficio agrario neto “Agricultural Net profit”

VARIABLE	ESTADOS	Descripción del estado
Beneficio Agrario Neto Agricultural Net Profit (Euros/ha)	0-1000	Menor beneficio neto
	1000-5000	Intermedio
	5000-10000	Mayor beneficio neto

Tabla 7.8. Estados de la variable número total de empleos agrícolas “Total Number of Agricultural Employments”

VARIABLE	ESTADOS	DESCRIPCIÓN DEL ESTADO
Número total de empleos agrícolas (Total Number of Agricultural Employments)	0-0.1	De cero a 0.1 empleos por hectárea y año
	0.1-0.3	De 0.1 a 0.3 empleos por hectárea y año
	0.3-0.4	De 0.3 a 0.4 empleos por hectárea y año

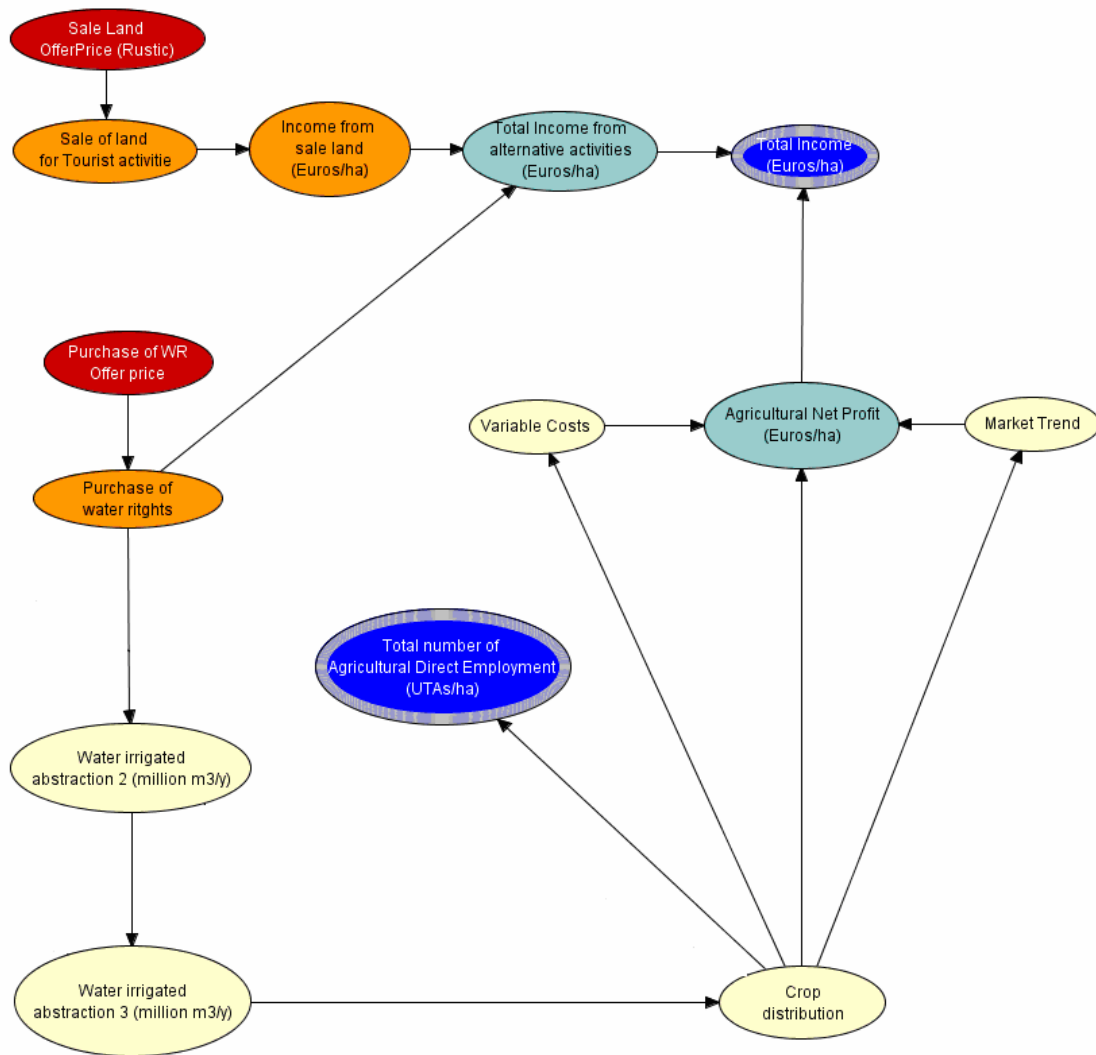


Figura 7.7. Parte socioeconómica de la Red Bayesiana de cada acuífero

El estudio agroeconómico ha sido expresamente realizado con el objetivo de su incorporación directa al SSD, y para ello se ha efectuado una estructuración y tratamiento previo de los datos disponibles. En la investigación se han analizado 22 cultivos organizados en 8 grupos (Tabla 7.9). El cultivo mayoritario, en términos de superficie, es el frutal no cítrico (FNC), seguido de la uva de vino. Conviene recordar que en el apartado 6.4 se ha expuesto el análisis de cultivos y de la estructura de la tierra para cada nivel de agregación, desde escala regional a escala de explotación agraria. No obstante, teniendo en cuenta que el Sistema de Soporte a la Decisión (SSD) diseñado trabaja a escala de acuífero, resulta necesario efectuar un reajuste del enfoque para ser más preciso en la modelación. Por otro lado, dado que el sistema hídrico consta de cuatro acuíferos con cuatro áreas de regadío asociadas a cada uno de ellos, hay que realizar ciertas modificaciones puesto que también existe una distribución de cultivos específica para cada área de riego. Tales zonas de riego están situadas en diferentes comarcas agrarias y por eso, adoptan las distribuciones propias de cada comarca a la que pertenecen. No obstante, como los acuíferos Serral-Salinas (SS) y Jumilla Villena (JV) están compartidos entre la cuenca del Júcar y la del Segura, sus áreas de riego también son compartidas y su distribución de cultivos son una mezcla de varias comarcas agrarias. Por otro lado, las otras dos áreas de riego pertenecientes a los acuíferos

Cingla y Ascoy-Sopalmo, tienen una distribución de cultivos equivalente con la de sus comarcas agrarias. (Noreste y Río Segura, respectivamente).

Tabla 7.9. Cultivos y grupos de cultivos considerados para el modelo

GRUPO DE CULTIVOS	CULTIVOS
Hortalizas (VEG)	Alcachofa
	Lechuga
	Brocoli
	Cebolla
	Judías verdes
	Melon
	Alfalfa
	Patatas
Uva de Mesa (TGV)	Uva de mesa
Uva de Mesa (WGV)	Uva de vino
Cítricos (CIT)	Limonero
	Naranja
	Mandarino
Frutales (FNC)	Melocotonero
	Ciruelo
	Albaricoquero
Almendro (ALM)	Almendra (con cáscara)
Olivar (OLV)	Olivar (kg oliva)
Cereales (CER)	Cebada
	Maíz
	Avena
	Trigo

Los cultivos anteriores han sido posteriormente agrupados en cuatro asociaciones de cultivos en función de los requerimientos hídricos, su rentabilidad y su extensión (Tabla 7.10). Esta agrupación permite asociar cultivos con un comportamiento similar, lo que facilita el desarrollo del modelo agroeconómico y la introducción efectiva en el SSD.

Tabla 7.10. Asociaciones de cultivos

ASOCIACIÓN DE CULTIVOS	COD_ASOCIACION
CITRICOS, FRUTALES NO CÍTRICOS Y HORTALIZAS	CIT+FNC+VEG
ALMENDRO, OLIVOS Y VIÑEDOS DE UVA DE VINO	ALM+OLV+WGV
VIÑEDOS DE UVAS DE MESA	TGV
CEREALES	CER

Una vez que las asociaciones de cultivos han sido establecidas, se han definido cuatro distribuciones de cultivos, que son las indicadas en la tabla 7.4. La distribución D1 es la actual y resulta de una mezcla de cada asociación de cultivos, donde únicamente se cambian los porcentajes de cada asociación en función del área de regadío de la que se trate. Las distribuciones D2 y D3 representan que todo el territorio (100%) tendría la asociación de cultivos indicada; tales distribuciones han sido establecidas no solo porque ambas representan situaciones extremas y opuestas en cuanto a requerimiento hídrico, sino también porque son

situaciones reales que podrían llegarse a dar debido a las condiciones climáticas de la zona. De esta forma, D2 representa la máxima rentabilidad y requerimiento hídrico, y por el contrario, D3 representa la situación mínima de ambos conceptos. Finalmente, la distribución D4 representa la agricultura de secano, y se ha introducido con el objetivo de analizar la remota posibilidad de los cultivos que puedan adaptarse a estas condiciones.

En lo que concierne a las demandas hídricas para riego, los cultivos ubicados en la cuenca del Segura presentan una demanda bruta en las áreas relacionadas con los cuatro acuíferos estudiados de unos 135 hm³/año, para un total de unas 30.000 hectáreas (véase capítulo 5). Los cultivos mayoritarios son los frutales no cítricos tales como melocotón, ciruela y albaricoque, que ocupan el 35% del total del área regada, pero que suponen el 58% del total de demanda hídrica (capítulo 6); por el contrario, los viñedos para uva de vino ocupan el 25% de la superficie regada pero esto solamente suponen el 7% de los requerimientos hídricos. Por otro lado, la zona de estudio perteneciente a la cuenca del Júcar, contiene extensas zonas de cultivos de regadío en las comarcas del Alto y Medio Vinalopó, y en el Campo de Alicante (unas 40.000 hectáreas en total), con unos requerimientos hídricos estimados de unos 155 hm³/año; si bien tales requerimientos se atienden parcialmente (unos 29 hm³/año), con las aguas subterráneas de los acuíferos Jumilla-Villena y Serral-Salinas. En total, la demanda hídrica bruta del sistema hídrico completo (Segura-Júcar) analizado en esta investigación se cifra en unos 164 hm³/año.

En la actualidad, la demanda hídrica neta del sistema completo, que se obtiene de aplicar coeficientes aprovechamiento, rotación de cultivos y eficiencia (véase capítulo 6), es de unos 148 hm³/año, cantidad que es ligeramente mayor a la explotación por bombeo en los cuatro acuíferos estudiados usada para regadío (128 hm³/año). Esta diferencia entra dentro del margen de incertidumbre del procedimiento de cálculo, aunque también cabría achacarla a un pequeña infradotación.

En los últimos años, la Confederación Hidrográfica del Segura ha realizado una serie de estudios en esta zona donde se determina la demanda óptima de cada cultivo en las áreas regadas con los acuíferos investigados (CHS, 2007a y b). En dichos estudios se concluye que el consumo de agua por cultivo, en la actualidad, se sitúa muy cerca del óptimo e incluso algo por encima de él, en algunos casos.

Como se ha mencionado anteriormente, las cuatro distribuciones de cultivos (D1 a D4) corresponden con situaciones preestablecidas de antemano. Cada área de regadío perteneciente a cada acuífero tiene un valor diferente de requerimiento hídrico, debido su diferente composición de cultivos (Tablas 7.11, a 7.14). La última distribución considerada (D4) no aparece en las tablas indicadas por tratarse de una distribución de cultivos de secano. La distribución D3 implicaría una reducción de más de la mitad del actual requerimiento hídrico. Por el contrario, la existencia de una distribución D2 implicaría una demanda de agua conjunta de los acuíferos de casi 220 hm³/año, lo que representa una cantidad notablemente superior a la actual (D1).

Tabla 7.11. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Serral-Salinas

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	AREA DE RIEGO (ha)	REQUERIMIENTO HÍDRICO (m3/año)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (17%) ALM+OLV+WGV (68%) TGV (15%) CER (0%)	5000	11.22 *10 ⁶
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	5000	24.25*10 ⁶
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	5000	5.36*10 ⁶

Tabla 7.12. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Jumilla-Villena

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	AREA DE RIEGO (ha)	REQUERIMIENTO HÍDRICO (m3/año)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (40%) ALM+OLV+WGV (35%) TGV (25%) CER (0%)	8000	35.68*10 ⁶
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	8000	67.20*10 ⁶
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	8000	18.50*10 ⁶

Tabla 7.13. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Cingla

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	AREA DE RIEGO (ha)	REQUERIMIENTO HÍDRICO (m3/año)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (20%) ALM+OLV+WGV (66%) TGV (3%) CER (11%)	8000	24.6*10 ⁶
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	8000	53.36*10 ⁶
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	8000	12*10 ⁶

Tabla 7.14. Requerimiento hídrico neto para las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Ascoy-Sopalmo

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	AREA DE RIEGO (ha)	REQUERIMIENTO HÍDRICO (m3/año)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (76%) ALM+OLV+WGV (14%) TGV (10%) CER (0%)	8000	45.66*10 ⁶
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	8000	73.65*10 ⁶
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	8000	20.78*10 ⁶

Otro de los conceptos analizados ha sido el beneficio agrario neto (“Agricultura net profit”), que se obtiene de restarle al Margen Neto, el coste de la mano de obra propia y el de la renta de la tierra. De esta forma, este beneficio representa el ingreso real que el agricultor percibe por la actividad de su tierra. El beneficio neto de cada distribución de cultivos y para cada

superficie de regadío se ha reflejado en las tablas 7.15 a 7.18. En la actualidad, el área cultivada más rentable es la asociada al acuífero Ascoy-Sopalmo, debido a la predominancia de los cultivos de frutales; no obstante, debido a esta misma razón, sería mucho mayor el impacto económico que generaría un posible cambio a la distribución cultivos D3 (con menores requerimientos hídricos). Ello se debe a la inexistencia de una relación lineal de pérdida de rentabilidad económica en las áreas de regadío asociadas a los acuíferos investigados.

Tabla 7.15. Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Serral-Salinas

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	BENEFICIO NETO (Euros/ha)	PRODUCTIVIDAD DEL AGUA (Euros/m3)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (17%) ALM+OLV+WGV (68%) TGV (15%) CER (0%)	2098	1.34
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	5986	1.48
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	156	0.80

Tabla 7.16. Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Jumilla-Villena

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	BENEFICIO NETO (Euros/ha)	PRODUCTIVIDAD DEL AGUA (Euros/m3)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (40%) ALM+OLV+WGV (35%) TGV (25%) CER (0%)	4014	1.14
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	6428	0.84
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	125	0.36

Tabla 7.17. Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Cingla

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	BENEFICIO NETO (Euros/ha)	PRODUCTIVIDAD DEL AGUA (Euros/m3)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (20%) ALM+OLV+WGV (66%) TGV (3%) CER (11%)	1365	0.69
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	5742	1.03
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	127	0.55

Tabla 7.18. . Beneficio neto de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Ascoy-Sopalmo

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS (ESCENARIOS)	BENEFICIO NETO (Euros/ha)	PRODUCTIVIDAD DEL AGUA (Euros/m3)
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (76%) ALM+OLV+WGV (14%) TGV (10%) CER (0%)	4706	1.04
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	5257	0.71
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	436	0.43

En relación con la variable socioeconómica de número de empleos agrícolas directos generados por cada distribución de cultivos propuesta para cada área de regadío, la unidad considerada ha sido la de “Unidad de Trabajo por Año” (UTA/año) (Tablas 7.19 a 7.22). La superficie de regadío asociada con el acuífero Ascoy-Sopalmo es la que crea más empleo por unidad de superficie y la que menos potencialidad tiene de crecer ya que la situación actual D1 queda más cerca de la distribución máximada D2 (Tabla 7.22). Por el contrario, el área cultivada perteneciente al acuífero Cingla es la que menos empleo genera debido al tipo de cultivo predominante en la zona, y por ello, esta zona es la que menos impacto sufriría, en cuanto a la pérdida de empleos en el caso de modificar la distribución de cultivos mínimizada (D3).

Tabla 7.19. Unidad de trabajo año por hectárea y año. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Serral-Salinas

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS	UTA/ha/año
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (17%) ALM+OLV+WGV (68%) TGV (15%) CER (0%)	0.17
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	0.41
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	0.05

Tabla 7.20. Unidad de trabajo año por hectárea. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Jumilla-Villena

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS	UTA/ha/año
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (40%) ALM+OLV+WGV (35%) TGV (25%) CER (0%)	0.29
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	0.41
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	0.05

Tabla 7.21. Unidad de trabajo año por hectárea. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Cingla

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS	UTA/ha/año
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (20%) ALM+OLV+WGV (66%) TGV (3%) CER (11%)	0.14
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	0.41
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	0.05

Tabla 7.22. Unidad de trabajo año por hectárea. Número de empleos agrícolas por hectárea de las distribuciones de cultivos para el área de regadío asociada a la MAS Ascoy-Sopalmo

CODIGO	DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS	UTA/ha/año
D1 (Actual)	CIT+FNC+VEG (76%) ALM+OLV+WGV (14%) TGV (10%) CER (0%)	0.42
D2	CIT+FNC+VEG (100%) ALM+OLV+WGV (0%) TGV (0%) CER (0%)	0.49
D3	CIT+FNC+VEG (0%) ALM+OLV+WGV (100%) TGV (0%) CER (0%)	0.05

7.5 Distribuciones de probabilidad

Cada variable está caracterizada por su función de probabilidad, es decir la posibilidad de ocurrencia asignada a cada intervalo. Esta probabilidad puede ser no condicionada si se trata de “variables padre”, o condicionada si se trata de “variables hijas” es decir con alguna variable que le afecte. La probabilidad condicionada se introduce por medio del rellenado de las tablas de probabilidad condicionada (CPTs). Cada tabla de probabilidad condicional (CPT) perteneciente a una variable es una función de probabilidad que describe el comportamiento cambiante de dicha variable bajo diferentes situaciones en las que se encuentren sus variables o nodos predecesores. Las funciones o distribuciones de probabilidad deben reproducir la realidad de la forma más fiable posible, con el fin de que el SSD sea ciertamente útil para evaluar distintas opciones de gestión hídrica. Una de las claves para la elaboración de las tablas de probabilidad condicionada es la definición adecuada de los intervalos representativos.

En la presente investigación, las CPTs de la parte hidrológica se han elaborado a partir de los resultados numéricos de los modelos de flujo subterráneo, y del estudio de las intervenciones de gestión hídrica. En la figura 7.8 se exponen como ejemplo algunas funciones de probabilidad pertenecientes a diferentes variables del acuífero Ascoy-Sopalmo, donde se representan las probabilidades de ocurrencia para cada intervalo en cuatro variables seleccionadas (compra de derechos de agua, recuperación de las descargas naturales, reducción voluntaria de la demanda hídrica y balance hídrico anual).

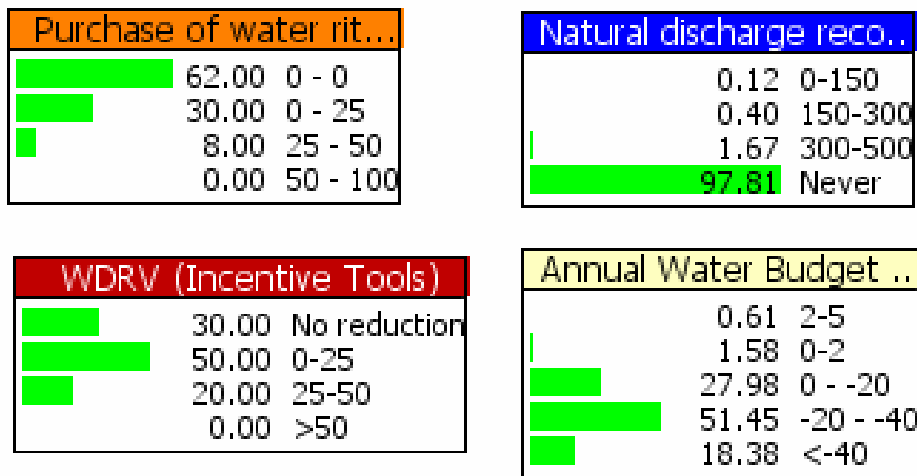


Figura 7.8. Funciones de probabilidad de algunas variables de la red del acuífero Ascoy-Sopalmo

En la parte socioeconómica de la red bayesiana, las tablas de probabilidad condicionada han sido completas a partir de los resultados numéricos e información cualitativa obtenida en encuestas y formularios de campo. De este modo, se han discretizado las CPTs de los costes variables (Tabla 7.23) y tendencia del mercado (Tabla 7.24), que son idénticas en las cuatro redes bayesianas de los acuíferos; las CPTs de las variables de empleos agrícolas (Tabla 7.25) y distribución de cultivos (Tabla 7.26) se presentan a modo de ejemplo para el caso de la subred del Serral-Salinas.

Tabla 7.23. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable costes variables “Variable Costs”

Distribución de Cultivos	D1 (Actual)	D2 (Demanda hídrica Máxima)	D3 (Demanda hídrica Mínima)	D4 (Agricultura de secano)
Sin incremento	0.7	0.4	0.7	0.8
5%	0.2	0.4	0.3	0.2
10%	0.1	0.2	0.0	0.0

Tabla 7.24. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable tendencia del mercado “Market Trend”

Distribución de Cultivos	D1 (Actual)	D2 (Demanda hídrica Máxima)	D3 (Demanda hídrica Mínima)	D4 (Agricultura de secano)
Descenso acusado de precios	0.1	0.1	0.0	0.0
Descenso suave de precios	0.2	0.2	0.1	0.2
Estabilidad de precios	0.4	0.3	0.8	0.6
Ascenso suave de precios	0.2	0.2	0.1	0.2
Ascenso acusado de precios	0.1	0.2	0.0	0.0

Tabla 7.25. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable número total de empleos agrarios “Total Number of Agricultural Employments” (Subnetwork Serral-Salinas)

Distribución de Cultivos	D1 (Actual)	D2 (Demanda hídrica Máxima)	D3 (Demanda hídrica Mínima)	D4 (Agricultura de secano)
0-0.1	0.3	0.0	1	1
0.1-0.3	0.7	0.05	0	0
0.3-0.4	0.0	0.95	0	0

Tabla 7.26. Estados y CPT (Tabla de probabilidad condicional) de la variable distribución de cultivos “Crop Distribution” (Subnetwork Serral-Salinas)

Entrada de recursos externos al sistema para regadío	0				0-5				5-10			
	0-5	5-10	10-15	15-20	0-5	5-10	10-15	15-20	0-5	5-10	10-15	15-20
Explotación por bombeo para regadío												
D1 (Actual)	0	0.8	1	0.5	0.4	0.8	0.9	0.3	1	1	0.7	0.1
D2 (Demanda Hídrica Máxima)	0	0	0	0.5	0	0	0.1	0.7	0	0	0.3	0.9
D3 (Demanda Hídrica Mínima)	0.7	0.2	0	0	0.5	0.2	0	0	0	0	0	0
D4 (Agricultura de secano)	0.3	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0

CAPÍTULO 8. SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN HÍDRICA

Los impactos generados por una real o hipotética gestión integrada del agua en el caso de estudio pueden ocasionarse debido al intento de alcanzar un equilibrio entre los intereses socioeconómicos y los ambientales y/o hidrológicos. Estos efectos son evaluados y comparados con el año hidrológico de referencia 2007/08, que es utilizado como escenario actual o primer escenario (Business As Usual, BAU) (Tabla 8.1). Se ha planteado un segundo escenario compuesto por intervenciones de gestión individuales inspiradas en acciones ya implementadas en otras demarcaciones hidrográficas como las del Guadiana o Júcar. El grado de aplicación de las intervenciones que los stakeholders estarían dispuestos a asumir ha sido consensuado con ellos a través de encuestas y cuestionarios. La información obtenida fue introducida en el SSD y, por tanto, los estados y las distribuciones de probabilidad de las variables reflejan en buena medida la voluntad de los stakeholders para asumir cada intervención. El tercer escenario evaluado plantea la posibilidad de conseguir un equilibrio en los balances hídricos de los acuíferos, que resulta un objetivo establecido en la DMA; para ello, el SSD ha sido forzado para alcanzar dicho equilibrio y, de esta manera, se pueden evaluar los impactos generados en las variables socioeconómicas del sistema.

A continuación se realiza una breve explicación de cada escenario en el que se describen sus principales casuísticas y variantes. En el apartado 8.2 se examina la evaluación de cada escenario e intervención con la técnica de Análisis Multicriterio. A continuación, se detallan tanto los resultados estocásticos como los determinísticos obtenidos del proceso de evaluación mediante el SSD, y finalmente, se muestran los resultados del acople entre el SSD y la técnica de Optimización Multiobjetivo.

8.1 Planteamiento de escenarios

8.1.1 Primer escenario: Condiciones actuales (Business As Usual, BAU)

Este escenario se propone para analizar la posibilidad continuar con la situación actual del sistema hídrico. En otras palabras, se trata de un escenario en el que no se propone ninguna intervención de gestión hídrica en el sistema, lo que supone mantener los caudales actuales de explotación de aguas subterráneas y, por tanto, los niveles piezométricos continuarían con sus tasas de descenso, con un agotamiento físico de los acuíferos futuro e incierto en cuanto a las previsiones temporales.

8.1.2 Segundo escenario: Intervenciones de gestión hídrica individuales

La única forma de recuperar los acuíferos en términos cuantitativos o, al menos, aliviar el elevado déficit hídrico existente es la aplicación de intervenciones de gestión hídrica. Hasta la fecha, se han implementado escasas intervenciones de gestión en la zona por lo que la introducción de acciones producirá modificaciones en la situación actual en la dirección de reducir el déficit hídrico. Las distribuciones de probabilidad de las intervenciones individuales introducidas dentro del SSD son el reflejo de la consulta realizada a los stakeholders a través de cuestionarios, encuestas y reuniones. En esta evaluación, las variables que no están involucradas en cada intervención han sido mantenidas en su estado actual, con el fin de evaluar el impacto de cada intervención de forma individual, y que éstas no influyan. Las acciones consideradas en este escenario han sido las siguientes: 1) entradas al sistema de

recursos hídricos externos, 2) compra de derechos de agua, 3) reducción de la demanda hídrica, 4) combinación de las tres acciones anteriores.

1. Entrada de recursos hídricos externos al sistema (“External Water Resource Income”, EWRI)

Este escenario se enmarca en las medidas de gestión de la oferta. Se ha considerado de forma separada el abastecimiento a la población y el uso agrícola. En éste último caso se han establecido a su vez dos opciones; la primera es la entrada de agua al sistema desde el trasvase Júcar-Vinalopó para satisfacer las demandas de los regadíos (en la cuenca del Vinalopó), atendidos parcialmente con los acuíferos Serral-Salinas y Jumilla-Villena; la segunda opción consiste en la aplicación de derechos de agua desalada al sistema mediante permutas de derechos con otras entidades riego que dispongan de derechos procedentes del Trasvase Tajo-Segura en áreas más cercanas a la costa. La cantidad de agua que actualmente puede introducirse al sistema viene altamente condicionada por su precio, que además tiene un claro factor de escala de tal forma que cuanto más cantidad de agua se compre más barata debe resultar.

En lo que concierne al agua para abastecimiento público se han planteado dos estrategias. La primera es el uso de agua procedente del trasvase Júcar-Vinalopó para paliar las demandas de los acuíferos situados parcialmente en la cuenca del Júcar (Serral-Salinas y Jumilla-Villena); en este sentido cabe destacar que existan fuertes controversias sobre la calidad del agua para abastecimiento en función del origen del agua que se relaciona con el lugar de toma en el río Júcar cuya ubicación ha sido cambiada en los últimos años. La segunda estrategia es un planteamiento que se está llevando a cabo actualmente; se trata de la dotación de recursos hídricos al Altiplano mediante la conexión a la Mancomunidad de Canales del Taibilla desde el embalse del Altiplano (conducciones en construcción); en este caso, la variable introducida es binaria, ya que se ha considerado la posibilidad de que realmente se lleve a cabo esta intervención o no.

2. Compra de derechos de agua (“Purchase of Water Rights”, PWR)

Esta intervención ha sido implementada con resultados diversos en las demarcaciones hidrográficas del Guadiana y Júcar. Evidentemente, el éxito de esta intervención dependerá del precio de la oferta (Euros/m³) realizada por la Administración hidráulica. Las consultas de campo realizadas han puesto de manifiesto que usuarios son reacios a vender sus derechos debido a tres razones principales; la primera y más importante, es la alta tasa media de productividad agrícola del recurso hídrico, la segunda es el gran apego de los agricultores a la propiedad de la tierra, y la última es la incertidumbre existente acerca de las políticas agrarias europeas y el régimen de subvenciones. Todo ello permitiría concluir que la oferta debe ser muy atractiva para que los agricultores vendan sus derechos.

3. Reducción de la demanda hídrica (“Water Demand Reduction”, WDR)

Este escenario se enmarca como estrategia de gestión de la demanda. La mayoría de las superficies de cultivo con aguas subterráneas disponen de sistemas de riego por goteo, pero aún así, existe la posibilidad de reducir el consumo hídrico para agricultura mediante dos vías. La primera mediante la instalación de ese sistema de regadío en las zonas que carecen de él y la segunda mediante la reducción de las dotaciones si bien, según CHS (2007), la cantidad de agua usada por los agricultores para el regadío se sitúa muy cerca del óptimo o lo supera en

algunas situaciones y, por ello, se considera que una reducción en las dotaciones no supondría una disminución significativa de la producción agrícola. Se han establecido dos tipos de medidas para llevar a cabo dicha intervención: (1) mediante acciones coercitivas (multas, tasas por consumo, etc.), y (2) mediante medidas incentivadoras (campañas de sensibilización y concienciación, cursos, seminarios, etc.). Evidentemente, la reducción en la demanda hídrica es mucho mayor mediante el primer tipo de medidas tal y como reflejan los resultados finales del SSD.

4. Todas las intervenciones individuales al mismo tiempo.

Este escenario se ha propuesto como una situación en la que todas las intervenciones anteriores se lleven a cabo de forma conjunta. Este escenario es muy poco probable de poderse dar en la realidad ya que pueden existir ciertas incompatibilidades entre ellas y sobre todo por el cambio tan drástico que supondría en la rentabilidad agrícola y en general en el sistema productivo de la zona. No obstante, esta evaluación es de gran interés, ya que todas las intervenciones han sido implementadas de una forma realista y, por tanto, las distribuciones de probabilidad obtenidas reflejan la voluntad de los stakeholders a asumir dichas intervenciones.

8.1.3 Tercer escenario: Equilibrio en los balances hídricos

El último escenario se propone con el fin de evaluar las consecuencias generadas en todos los aspectos socioeconómicos del sistema, en el caso de que los balances hídricos de los acuíferos se igualen. Esta situación se alcanza cuando la recarga se iguala a la explotación por bombeo y, por tanto, se produce una estabilización de los niveles piezométricos. La evaluación de los impactos generados por esta situación es de la mayor importancia, dado que es un requisito explícito y obligatorio de la DMA, para aquellas masas de agua en las que alcanzar el estado original para el año 2027 es imposible debido a su alto coste económico.

Dos alternativas se han propuesto para lograr dicha situación. La primera es mediante la compra de derechos de agua y la segunda, mediante la aplicación de derechos de agua desalada, que se permutarían con derechos de agua del TTS, pertenecientes a otras entidades de riego externas al sistema y situadas cerca de la costa. Obviamente, tanto el valor de los impactos económicos generados por cada vía, como el método de valoración económica de cada opción es muy diferente. De esta forma, el impacto generado por la compra de derechos ha sido evaluado en términos de “Lucro Cesante” y el de la utilización de derechos de agua desalada, como “Pérdida del margen neto agrícola”.

Tabla 8.1. Escenarios e intervenciones de gestión hídrica propuestas y evaluadas

COD	ESCENARIO	DESCRIPCIÓN	HERRAMIENTAS DE GESTIÓN
S.1	Condiciones actuales (Business As Usual, BAU)	Condiciones actuales	Ninguna intervención
S.2	Intervenciones individuales de gestión hídrica (Individual Water Management Interventions, IWMA)	Reducción de la demanda hídrica (Water Demand Reduction, WDR)	Medidas obligatorias y voluntarias
		Entrada externa de agua para riego (External Irrigation Water Resource Income, EIWRI)	Cambio en el origen del agua. Subterránea-TJV
		Entrada externa de agua para riego (External Irrigation Water Resource Income, EIWRI)	Cambio de usos del agua.
		Entrada externa de agua para abastecimiento (desde el MCT) (External Domestic Water Resource Income, EDWRI_MCT)	Obligatorio
		Compra de derechos de agua (Purchase of Water Rights, PWR)	Compra de derechos de agua
S.3	Equilibrio en balances hídricos (Water Balance Equilibrium, WBE) Como requerimiento de la DMA (buen estado cuantitativo de las masas de agua)	Requerimiento de la DMA (buen estado cuantitativo de las masas de agua)	Entrada externa de agua para riego (External Irrigation Water Resource Income, EIWRI)
			Compra de derechos de agua (Purchase of Water Rights, PWR)

8.2 Aplicación del Análisis Multicriterio a los escenarios propuestos

La técnica empleada para realizar el Análisis Multicriterio ha sido la suma de pesos (“Weighted Summation”), que consiste en la definición de unos criterios que son evaluados y cuantificados de menor a mayor importancia (escala de referencia de 0 a 1); estos valores se multiplican por el coeficiente (“score”) que se asigna a cada intervención, y se obtiene un valor ponderado que se suma para obtener el resultado final. La aplicación de esta técnica será tanto más objetiva en la medida que se elijan adecuadamente los stakeholders y se tengan en cuenta sus opiniones.

La definición de los criterios considerados en este estudio se muestran en la tabla 8.2; todos ellos son indicadores representativos de la problemática hídrica de la zona, consensuados con los grupos de interés. Una vez que los criterios están bien definidos se les asigna un nivel de prioridad en una escala de 1 a 10, en función del tipo de grupo de interés del que se trate. A continuación, se calcula el valor medio de prioridad de todos los criterios. Finalmente, se estima el peso de cada criterio en una escala de 0 a 1, mediante la relación entre el valor medio de prioridad de todos los criterios y la suma de todos los valores medios de todos los criterios. Este coeficiente o peso tiene en cuenta la opinión de cada grupo de interés.

Tabla 8.2. Criterios y sus pesos

CRITERIO	Prioridad 1 (Agricultores)	Prioridad 2 (Gestores de comunidades de regantes)	Prioridad 3 (Autoridad de cuenca)	Prioridad 4 (Grupos ecologistas)	Media	Peso
Coste de inversión	2	3	10	3	4.5	0.08
Tiempo requerido para la implementación	7	8	8	8	7.8	0.14
Cambio en la renta agraria	9	7	2	1	4.8	0.09
Cambio en la renta no agraria	5	5	1	2	3.3	0.06
Cambio en el número de empleos agrarios	6	4	4	5	4.8	0.09
Tasa neta de migración	10	10	5	6	7.8	0.14
Precio del agua	8	9	6	7	7.5	0.14
Paliación del deficit hídrico (Volumen de agua no bombeada)	1	1	7	9	4.5	0.08
Tiempo para la recuperación de los acuíferos	3	2	3	10	4.5	0.08
Grado de satisfacción pública	4	6	9	4	5.8	0.10
					55	1

Por otro lado, algunas de las intervenciones de gestión propuestas para este estudio han sido caracterizadas mediante la asignación de un valor (“score”), que mide la intensidad del impacto generado en cada criterio (Tabla 8.3). Finalmente, el peso de cada criterio es multiplicado por dicho valor y se obtiene un valor ponderado (“Weighted value”) para cada intervención de gestión hídrica (Figura 8.1; Tabla 8.4). Ahora es posible comparar todas las intervenciones entre sí, ya que todas quedan ordenadas mediante su valor ponderado. De esta forma se puede comprobar cual es la mejor y la peor intervención en términos generales y de aceptación de los grupos de interés involucrados.

Tabla 8.3. Valor asignado a cada intervención de gestión hídrica

Valor	Naturaleza del impacto
-5	Muy Negativo
-4	Altamente negativo
-3	Moderadamente negativo
-2	Débilmente negativo
-1	Muy débilmente negativo
1	Sin impacto
2	Débilmente positivo
3	Moderadamente positivo
4	Altamente positivo
5	Muy positivo

El primer escenario y las intervenciones individuales de gestión que forman el segundo escenario, son las situaciones que se evalúan mediante el análisis multicriterio en esta investigación (Figura 8.1; Tabla 8.4). La intervención que supone una entrada de recurso hídrico externo al sistema (“External Irrigation Water Resource Income”), ha sido analizada de dos maneras diferentes en función del origen del recurso; la primera mediante la utilización de derechos de agua desalada y la otra mediante el trasvase Júcar-Vinalopó.

En términos generales, la mejor intervención es la entrada de recursos externos para abastecimiento (“External Domestic Water Resource Income”, EDWRI), seguida de una reducción de la demanda hídrica (“Water Demand Reduction”, WDR), y de la alternativa de continuar con las condiciones actuales; por otro lado, la peor intervención resultaría la reducción de los derechos de agua (“Reduction of Water Rights”, RWR).

La aplicación del análisis multicriterio puede ser considerado como una primera aproximación para toma de decisiones y constituye un paso previo adecuado antes de la aplicación de técnicas más sofisticadas.

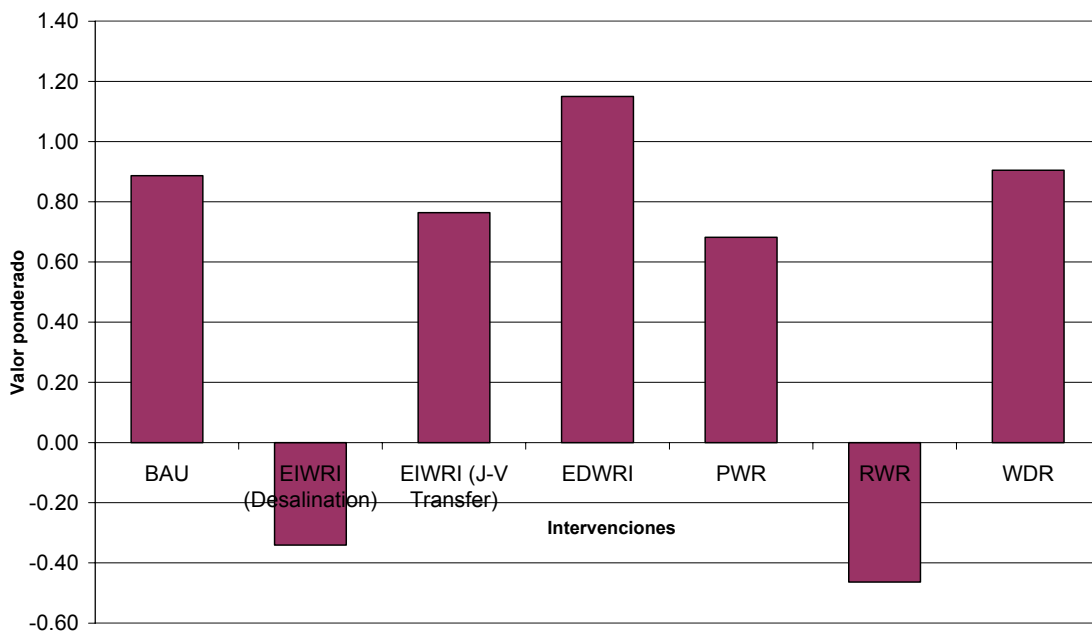


Figura 8.1. Resultados obtenidos en forma de valores ponderados para cada intervención de gestión hídrica

Tabla 8.4. Resultados numéricos de la aplicación de Análisis Multicriterio

		INTERVENCIÓNES HÍDRICAS (ALTERNATIVAS)													
		BAU		EIWRI (Desalación)		EIWRI (Trasvase J-V)		EDWRI		PWR		RWR		WDR	
Criterio	Peso	Valor (Score)	Valor Ponderado	Valor (Score)	Valor Ponderado	Valor (Score)	Valor Ponderado	Valor (Score)	Valor Ponderado	Valor (Score)	Valor Ponderado	Valor (Score)	Valor Ponderado	Valor (Score)	Valor Ponderado
Coste de inversión	0.08	2	0.16	-5	-0.41	-3	-0.25	-2	-0.16	-3	-0.25	2	0.16	4	0.33
Tiempo requerido para su implementación	0.14	5	0.70	-3	-0.42	-2	-0.28	-1	-0.14	4	0.56	-1	-0.14	5	0.70
Renta agraria	0.09	3	0.26	3	0.26	2	0.17	3	0.26	-3	-0.26	-3	-0.26	-2	-0.17
Renta no agraria	0.06	1	0.06	3	0.18	2	0.12	1	0.06	3	0.18	1	0.06	1	0.06
Empleo agrícola	0.09	2	0.17	2	0.17	2	0.17	2	0.17	-2	-0.17	-3	-0.26	-2	-0.17
Tasa de migración	0.14	2	0.28	2	0.28	2	0.28	1	0.14	2	0.28	-3	-0.42	-2	-0.28
Precio del agua	0.14	2	0.27	-5	-0.68	-1	-0.14	3	0.41	1	0.14	1	0.14	1	0.14
Paliación del deficit hídrico Volumen de agua	0.08	-5	-0.41	4	0.33	3	0.25	1	0.08	3	0.25	4	0.33	3	0.25
Tiempo para la recuperación del acuífero	0.08	-5	-0.41	2	0.16	1.5	0.12	1.5	0.12	2	0.16	3	0.25	2	0.16
Grado de satisfacción pública	0.10	-2	-0.21	-2	-0.21	3	0.31	2	0.21	-2	-0.21	-3	-0.31	-1	-0.10
TOTAL	1.00	55	0.89	1	-0.34	9.5	0.76	11.5	1.15	5	0.68	-2	-0.46	9	0.90

8.3 Resultados

8.3.1 Resultados probabilísticos (estocásticos)

Los resultados obtenidos de la evaluación de cada intervención para cada acuífero, así como para todo el sistema en general están recogidos en la tabla 8.5. Resulta evidente que, en términos probabilísticos, la recuperación de los acuíferos hasta su estado natural es realmente baja en condiciones actuales (Figura 8.2). En el segundo escenario, si las intervenciones son llevadas a cabo hasta su extremo máximo, la recuperación de los acuíferos es bastante más probable, no obstante, al tratarse de una situación poco realista, se ha optado por mostrar los resultados obtenidos en situaciones más reales en las que las intervenciones propuestas serían implementadas hasta el límite de aceptación de los stakeholders. Se aprecia que no existe gran variación entre los resultados de impactos obtenidos en las variables socioeconómicas generados por cada intervención, dentro del segundo escenario, lo que se explica por varias razones entre las que destacan que se trata de una implementación aceptada por los stakeholders, y por tanto muy suave y también al tipo de cultivos predominante (leñosos) que impide que se pueda producir un cambio de cultivos cada año (como si sucedería en caso de tener cultivos herbáceos). El tercer escenario refleja grandes impactos socioeconómicos debido al cambio radical del panorama de explotación del agua subterránea, y por tanto, de la disponibilidad hídrica para regadío. A continuación se comentan los resultados obtenidos con mayor detalle.

8.3.1.1 Primer escenario: “Business As Usual”, BAU

El **acuífero Ascoy-Sopalmo** tiene una probabilidad nula de recuperar su régimen natural bajo las condiciones actuales. La rentabilidad agrícola “Agricultural Net Profit” de la zona irrigada por el agua procedente de este acuífero es alta; el SSD expresa que existe un 80% de probabilidad de obtener una rentabilidad agraria de entre 1000-5000 euros·ha⁻¹ y un 20 % de que sitúe entre 5000-10000 euros ha⁻¹. Debido a esta alta rentabilidad, la tasa de empleo por hectárea y año se sitúa por encima de 0.40, bajo estas condiciones. El **acuífero Serral-Salinas** tiene un 3.3% de probabilidad de recuperar su régimen natural, lo cual significa una situación casi igual que la anterior (Fig. 8.2). Por el contrario, la rentabilidad agrícola es buena y se sitúa en el intervalo de 1000-5000 euros ha⁻¹ (100 % de probabilidad). Cuando se tiene en cuenta la renta procedente de otras actividades no agrícolas “Total Income”, existe un 13% de probabilidad de que incremente esa tasa y se sitúe entre 5000 y 10000 euros·ha⁻¹. En este caso existe un 30 % de probabilidad de que la tasa de empleo sea menor de 0,1 empleos por hectárea y año. El **acuífero Jumilla-Villena** presenta un 8,8 % de posibilidades de recuperar su régimen natural dentro de un periodo temporal de entre 100 a 200 años. La rentabilidad agrícola se sitúa entre 1000 y 5000 euros ha⁻¹ (100%) El **acuífero Cingla** tan solo tiene un 0.74 % de posibilidad de recuperar su régimen natural, y la rentabilidad agrícola tiene un 90% de probabilidad de situarse entre 1000 y 5000 euros ha⁻¹ año, y un 10% de estar comprendida entre 0 y 1000 euros ha⁻¹.

En la figura 8.3 se muestran los resultados obtenidos de la evaluación del sistema global bajo las condiciones actuales. De esta forma, existe un 82,49% de que la renta total se sitúe entre 1000 y 5000 Euros ha⁻¹, con solo una remota posibilidad (0.08%) de que exceda de 10,000 Euros ha⁻¹. Finalmente, existe un 94,4% de posibilidad de obtener entre 0.1 y 0.3 empleos agrícolas por hectárea y año.

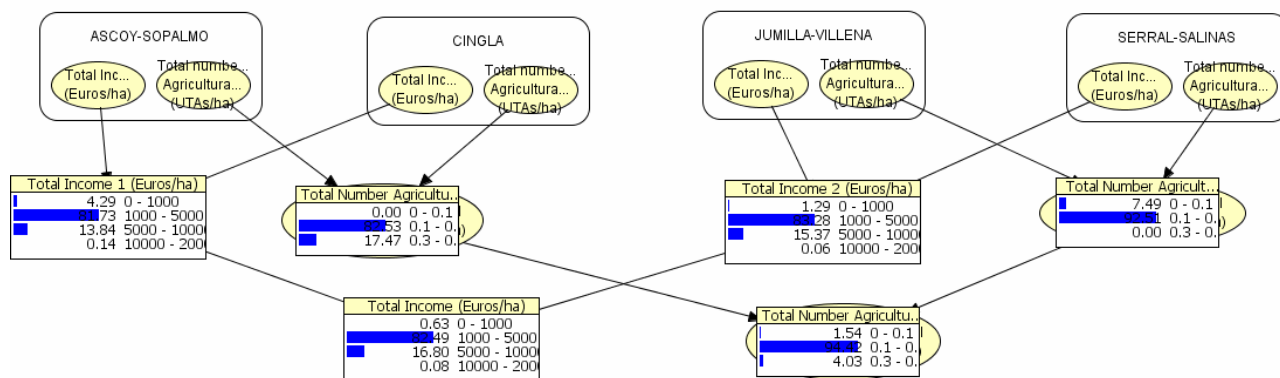


Figura 8.3. Red Bayesiana Orientada a Objetos que describe el comportamiento general del sistema bajo condiciones actuales

8.3.1.2 Segundo escenario: Intervenciones de gestión hídrica individuales. (“Individual Water Management Interventions”, IWMA)

Los resultados obtenidos en el primer escenario son la traslación a probabilidades de la situación actual y reflejan claramente que bajo esas condiciones actuales no existe apenas ninguna posibilidad de recuperación de los acuíferos. En el segundo escenario, si las intervenciones de gestión hídrica son llevadas a cabo hasta su extremo, la recuperación sería mucho más probable, pero la implementación real de esas medidas sería prácticamente imposible debido a intereses contrarios de los grupos de usuarios. Los análisis realizados se han efectuado desde un punto de vista realista en el sentido de tener en cuenta el límite de aceptación de los stakeholders, obtenido mediante su participación activa a través de encuestas y cuestionarios. Las intervenciones evaluadas para este escenario y para cada acuífero son la entrada de recurso hídrico externo para regadío (“External Irrigation Water Resource Income”, EIWRI), la entrada de recurso hídrico externo para uso doméstico (“External Domestic Water Resource Income”, EDWRI), la compra de derechos de agua (“Purchase of Water Rights”, PWR), y la reducción de la demanda hídrica (“Water Demand Reduction”, WDR).

Los impactos de cada intervención en las variables objetivo del sistema se muestran en la Tabla 8.5. El impacto en las variables no es muy fuerte debido a dos razones principales: (1) las medidas extremas de cada intervención no han sido consideradas, sino solamente aquellas que los stakeholders aceptarán y verían razonables; (2) la mayoría de los cultivos son leñosos y, por tanto, no pueden ser cambiados de un año para otro. De esta forma, para que se reflejara un cambio drástico en las variables objetivo o de salida se requeriría llevar hasta el extremo dichas intervenciones o la implementación simultánea de algunas de ellas.

8.3.1.3 Tercer escenario: “Water Balance Equilibrium” (WBE)

Este escenario, que implica el equilibrio de los balances hídricos de cada acuífero genera unos resultados de extraordinaria importancia y alcance. De esta forma, el área de regadío más afectada sería la relacionada con el acuífero Ascoy-Sopalmo, debido a que se produciría la mayor pérdida de rentabilidad agrícola. Debido a esto, en condiciones actuales (primer escenario) y para este mismo acuífero existe un 7,3 % de probabilidad de obtener una rentabilidad agrícola entre 0 y 1000 euros/ha, mientras que bajo este tercer escenario esa probabilidad sube hasta el 99,51 % para el mismo intervalo de rentabilidad. El número de

empleos agrícolas es otra variable que se vería seriamente afectada en estas condiciones; de tal forma, se produciría un incremento del 100% de probabilidad entre el primer escenario (BAU) y este escenario para generarse una tasa de empleo de entre 0-0,1 empleos/ ha. Estos resultados son lógicos ya que precisamente este área de regadío es la más rentable y es abastecida por el acuífero con mayor déficit hídrico, es decir, con una mayor diferencia entre su recarga y su explotación por bombeo. Los efectos socioeconómicos producidos por esta intervención no pueden ser paliados por ninguna otra intervención y, por tanto, el impacto global implicaría prácticamente la eliminación total de la agricultura productiva de la zona y obviamente, de los empleos relacionados. El área de regadío perteneciente al acuífero Cingla también sufriría una gran reducción en el número de empleos, con una reducción en la probabilidad del 15 % para el intervalo 0,3-0,4 empleos/ha. El mayor impacto en el sistema en general está relacionado con la pérdida de empleos agrícolas, ya que se produciría un descenso de aproximadamente un 17% para el intervalo entre 0-0,1 empleos/ha, en comparación con el primer escenario de condiciones actuales.

Tabla 8.5. Resultados probabilísticos de la situación de los escenarios de gestión hídrica

ACUÍFERO	INTERVENCIÓN	PROBABILIDAD DE LAS VARIABLES OBJETIVO											
		Recuperación del régimen natural (%)		Renta agrícola (%) (Euros/ha)			Renta Total (%) (Euros/ha)				Número de empleos agrícolas (%) (emp/ha)		
	ESTADO	Si	No	0-1000	1000-5000	5000-10000	0-1000	1000-5000	5000-10000	10000-20000	0-0.1	0.1-0.3	0.3-0.4
ASCOY-SOPALMO	BAU	0	100.00	7.3	77.30	15.4	4.96	72.62	21.87	0.55	0	0	100.00
	EIWRI (irrigation)	0	100.00	7.47	72.76	19.76	5.00	69.26	25.03	0.70	0.69	0	99.31
	PWR	0	100.00	8.46	73.82	17.72	4.97	69.81	24.52	0.70	1.55	0	98.45
	WDR	0	100.00	17.04	68.83	14.13	10.23	69.44	19.83	0.5	10.63	0	89.37
	TODAS LAS INTERVENCIONES	2.19	97.81	29.48	58.04	12.48	15.27	66.28	17.96	0.49	24.17	0	75.83
	W.B EQUILIBRIUM	100.00	0	99.51	0.49	0	54.87	45.07	0.06	0	100.00	0	0
SERRAL-SALINAS	BAU	3.28	96.72	11.70	87.6	0.7	7.07	80.82	12.09	0.03	30	70	0
	EIWRI (irrigation)	3.86	96.14	13.46	82.16	4.38	7.92	77.42	14.48	0.18	30.29	64.57	5.14
	EDWRI (domestic)	11.63	88.37	11.52	84.45	4.03	6.94	78.41	14.48	0.17	28.85	66.52	4.63
	PWR	3.65	96.35	13.8	83.26	2.94	7.28	78.02	14.57	0.13	30.99	65.86	3.15
	WDR	4.22	95.78	17.22	80.98	1.80	9.86	77.92	12.15	0.07	34.07	64.34	1.59
	TODAS LAS INTERVENCIONE	36.82	64.18	26.77	71.94	1.29	13.27	75.20	11.47	0.06	41.82	57.19	0.99
W.B EQUILIBRIUM	100.00	0	12.73	83.88	3.39	7.56	78.42	13.87	0.14	30.01	66.23	3.76	
JUMILLA-VILLENA	BAU	8.78	91.22	4.4	91.9	3.70	3.32	81.34	15.19	0.15	0	100.00	0
	EIWRI (irrigation)	8.61	91.39	5.28	82.45	12.26	3.67	74.64	21.18	0.51	1.41	84.85	13.74
	EDWRI (domestic)	14.99	85.01	4.5	89.5	5.99	3.35	79.6	16.81	0.25	0.24	96.09	3.67
	PWR	8.52	91.48	6.77	87.73	5.51	3.95	78.41	17.39	0.25	2.58	94.38	3.03
	WDR	8.78	91.22	14.04	82.49	3.47	8.22	77.87	13.76	0.14	10.09	89.68	0.24
	TODAS LAS INTERVENCIONE	12.13	87.87	21.23	72.19	6.58	10.64	73.05	16.01	0.30	17.81	75.55	5.64
W.B EQUILIBRIUM	100.00	0	4.6	91.71	3.69	3.42	81.27	15.15	0.15	0.21	99.79	0	
CINGLA	BAU	0.74	99.26	52.20	47.80	0	27.68	66.05	6.27	0	30	70	0
	EIWRI (irrigation)	4.37	95.63	44.7	44.42	10.88	23.74	60.78	15.02	0.45	26.36	58.66	14.98
	EDWRI (domestic)	0.65	99.35	47.45	46.14	6.41	25.19	63.07	11.47	0.27	27.36	63.81	8.82
	PWR	3.32	96.68	49.62	45.52	4.85	24.09	64.98	10.72	0.21	29.52	63.80	6.68
	WDR	12.61	87.39	56.51	43.01	0.48	29.87	64.06	6.05	0.02	36.74	62.60	0.66
	TODAS LAS INTERVENCIONE	38.37	61.63	57.88	36.65	5.47	27.96	61.86	9.92	0.25	42.15	50.31	7.53
W.B EQUILIBRIUM	100.00	0	61.62	38.38	0	32.47	62.49	5.04	0	44	56	0	
SISTEMA TOTAL	BAU						0.63	82.49	16.8	0.08	1.54	94.42	4.04
	EIWRI (irrigation)						0.53	75.84	23.38	0.25	1.32	90.26	8.41
	EDWRI (domestic)						0.55	78.6	20.68	0.17	1.32	92.23	6.45
	PWR					NO APLICABLE	0.56	78.6	20.68	0.16	1.86	92.58	5.56
	WDR						1.10	83.73	15.10	0.07	4.44	92.26	3.30
	TODAS LAS INTERVENCIONE						1.43	82.51	15.94	0.12	8.26	88.31	3.43
	W.B EQUILIBRIUM						2.91	88.18	8.89	0.03	18.42	81.48	0.10

De acuerdo con los resultados obtenidos, sería necesario un cambio drástico en las condiciones actuales y una implementación de, al menos, más de una intervención al mismo tiempo para poder observar mayores cambios en las condiciones socioeconómicas. Esto significaría que al menos la eliminación del déficit, requisito de la DMA, estaría más cerca de poder conseguirse. A corto y medio plazo no parece realista la consideración de restaurar los

acuíferos hasta su estado natural. Aún a largo plazo parece muy improbable su completa recuperación. Además, en condiciones actuales no parece que haya una significativa probabilidad de estabilizar los balances hídricos y por tanto, la tendencia de los niveles piezométricos seguirá siendo negativa a largo plazo.

8.3.2 Resultados numéricos (Determinísticos)

Los resultados expresados en términos de probabilidad pueden ser transformados a valores numéricos mediante el empleo de un concepto estadístico básico como es la esperanza matemática (mathematical expectation). Resulta evidente que este proceso elimina la incertidumbre (probabilidad), que es precisamente uno de los objetivos de la investigación realizada, pero tiene la ventaja de hacer más comprensibles los resultados obtenidos en cada uno de los escenarios simulados.

La esperanza matemática (E) de una función $g(X)$ viene definida por las siguientes expresiones:

$$E[g(X)] = \begin{cases} \sum g(x_i) f(x_i) & , \text{ si } X \text{ es discreta} \\ \int g(X) f(X) dX & , \text{ si } X \text{ es continua} \end{cases}$$

donde $f(X)$ es la función de probabilidad y $g(X)$ es cualquier función de valores reales que está definida para todos los valores posibles de X .

En el caso de estudio, la mayor parte de las variables son discretas (Tablas 8.5 y 8.6), por lo que la esperanza matemática o valor esperado de la variable aleatoria discreta es la suma del producto de la marca de clase (MC) de cada intervalo por su probabilidad P , o lo que es lo mismo, se obtiene el valor numérico más representativo de cada distribución de probabilidad. En este caso, expresión de la esperanza matemática queda definida de la siguiente manera:

$$E = MC_1 * P_1 + MC_2 * P_2 + MC_3 * P_3 + MC_n * P_n$$

Tabla 8.6. Ejemplo de una variable hipotética

Variable X	Intervalo 1	Probabilidad 1	Marca de clase 1
	Intervalo 2	Probabilidad 2	Marca de clase 2
	Intervalo 3	Probabilidad 3	Marca de clase 3
	Intervalo n	Probabilidad n	Marca de clase n

Los resultados numéricos han sido calculados para las variables objetivo del SSD que se indican en la tabla 8.5. Las figuras 8.4, 8.5 y 8.6 se han diseñado de forma expresa para plasmar gráficamente la mayor cantidad posible de información, que se comenta a continuación de manera sintética. En los escenarios simulados primero (BAU) y tercero (WBE), los regadíos asociados a los acuíferos Ascoy-Sopalmo y Jumilla-Villena presentarían unas pérdidas anuales de rentabilidad agrícola de unos 3.000 euros/ha y 500 euros/ha, respectivamente (Figura 8.4). Respecto a la variables de renta agraria total (“Total Income”) y empleos agrícolas, el impacto de las medidas recogidas como escenario 3 (WBE) en los regadíos asociados al acuífero Ascoy-Sopalmo supondría unas pérdidas de 2000 euros/ha y reducción de 0,25 empleos/ha (Figuras 8.5 y 8.6).

Los datos obtenidos permiten efectuar un análisis coste-beneficio en términos de la relación entre la reducción de la explotación por bombeo y coste económico de las medidas propuestas. En otras palabras, el beneficio representa la aportación encaminada a reducir el déficit hídrico de los acuíferos medido en términos de reducción de la explotación por bombeo (Tabla 8.7). El citado análisis se ha aplicado para cada una de las intervenciones de gestión propuestas en los escenarios 2 y 3. En el caso de las intervenciones individuales de gestión agrupadas el segundo escenario se ha calculado el coste producido por el grado de máximo de aplicación que los usuarios estarían dispuestos a admitir para cada una de ellas. De esta forma, la intervención recogida genéricamente como reducción de la demanda hídrica (“Water Demand Reduction”, WDR), que supondría un ahorro de 45 hm³/año tendría un coste de unos 47 millones de euros al año en términos de lucro cesante. La intervención que representa la entrada externa de agua para regadío (“External Irrigation Water Resource Income”, EIWRI) generaría un coste de 14 millones de euros al año, en términos de pérdida de margen neto agrícola, y una reducción de la sobreexplotación de unos 40 hm³/año, si se produce mediante una permuta de usos con entidades de riego costeras con derechos de agua desalada; por otro lado, se generaría un coste de 1 millón de euros al año si la entrada al sistema de agua externa procede del trasvase Júcar-Vinalopó, con una reducción de la sobreexplotación de unos 20 hm³/año. Por último, la intervención de compra de derechos de agua generaría un coste económico de unos 16 millones de euros en términos de lucro cesante, y se conseguiría reducir el déficit hídrico en unos 9 hm³/año.

Para el tercer escenario, el coste de conseguir un balance hídrico sin déficit mediante la equiparación de la explotación por bombeo a los recursos disponible (recarga), ha sido estimado en unos 35 millones de Euros por año, en términos de pérdida de margen neto agrícola, mediante una permuta de usos con entidades de riego costeras con derechos de agua desalada, y de 120 millones de Euros por año, en términos de “Lucro cesante”, mediante compra de derechos de agua.

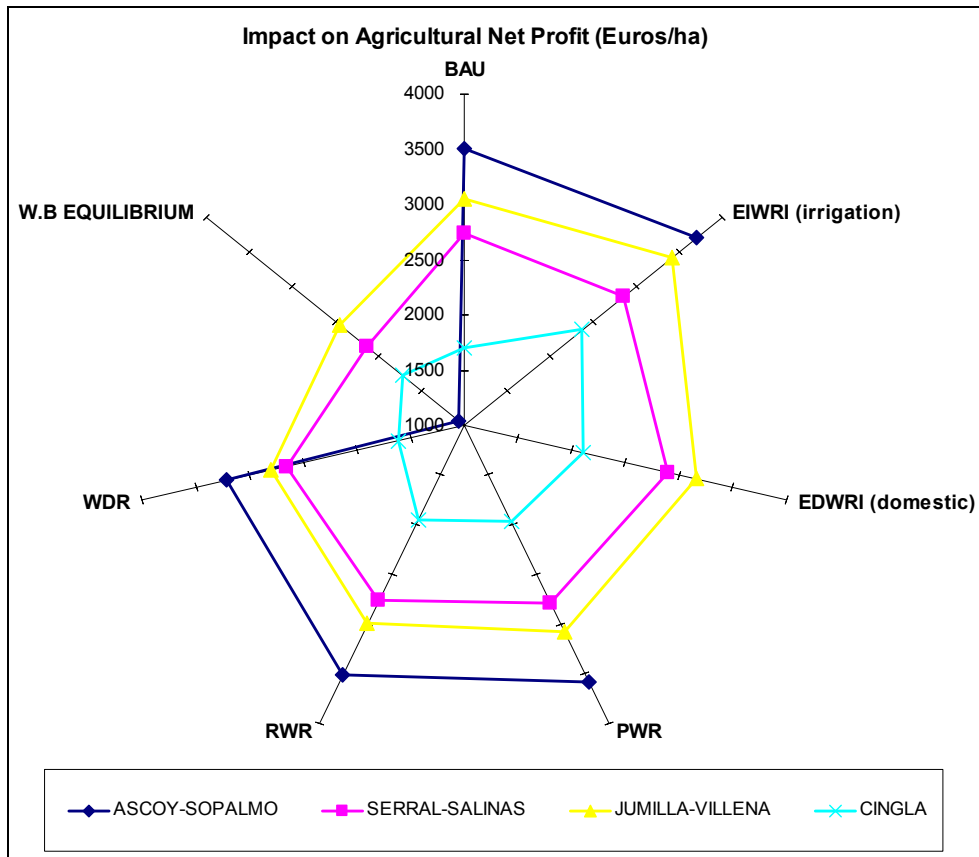


Figura 8.4 Valores numéricos de los impactos en la variable beneficio agrario neto “Agricultural Net Profit”

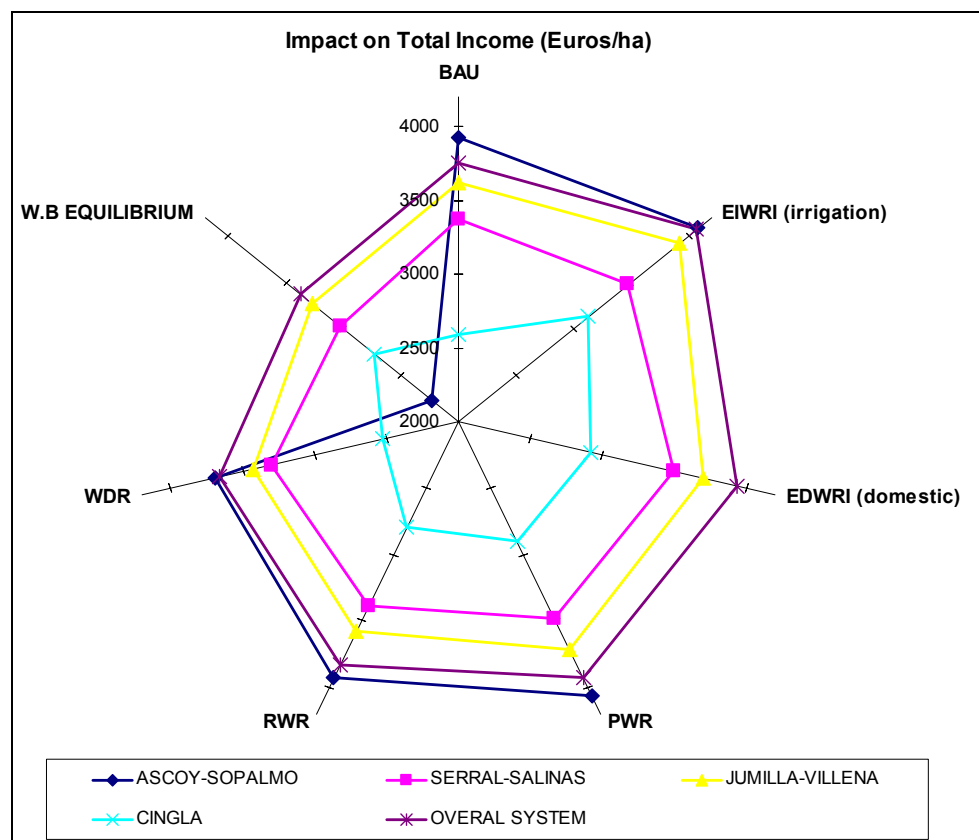


Figura 8.5 Valores numéricos de los impactos en la variable renta total “Total Income”

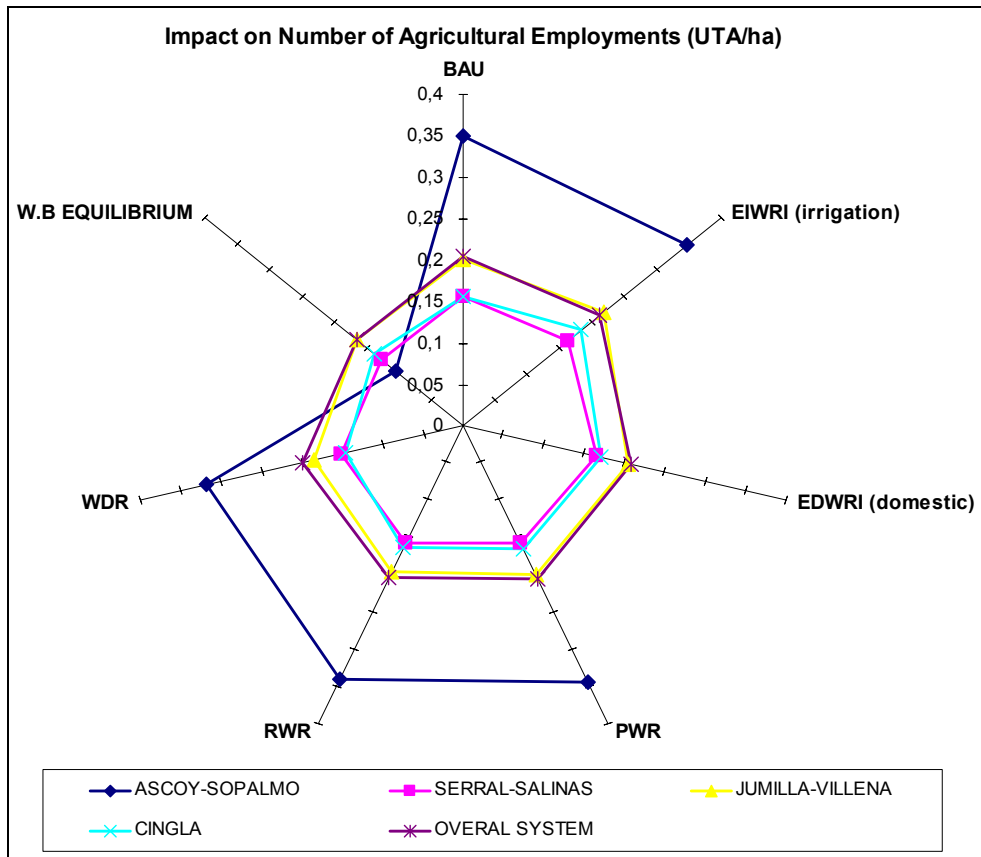


Figura 8.6 Valores numéricos de los impactos en la variable número de empleos agrarios “Number of Agricultural Employments”

Tabla 8.7 Análisis Coste-Beneficio de los tres escenarios propuestos

COD	ESCENARIO	DESCRIPCIÓN	COSTE TOTAL (mill Euros/año)	BENEFICIO (hm ³ /año) (cantidad de agua subterránea ahorrada)	RATIO (Euros/m3)	MÉTODO DE EVALUACIÓN ECONÓMICA
S.1	Condiciones actuales (Business as usual, BAU)	Condiciones actuales	0	0	0	----- -
S.2	Intervenciones individuales de gestión hídrica (Individual Water Management Interventions, IWMA)	Reducción de la demanda hídrica (Water Demand Reduction, WDR)	47	45	1.05	"Lucro Cesante"
		Entrada externa de agua para riego (External Irrigation Water Resource Income, EIWRI)	14	43	0.32	Pérdida de Margen Neto agrícola (desde derechos de agua desalada)
			1	20	0.05	Pérdida de Margen Neto agrícola (desde TJV)
		Compra de derechos de agua (Purchase of Water Rights, PWR)	16	9	2.2	"Lucro Cesante"
S.3	Equilibrio en balances hídricos (Water Balance Equilibrium, WBE) Como requerimiento de la DMA (buen estado cuantitativo de las masas de agua)	Entrada externa de agua para riego (External Irrigation Water Resource Income, EIWRI)	35	111	0.32	Pérdida de Margen Neto agrícola (desde derechos de agua desalada)
		Compra de derechos de agua (Purchase of Water Rights, PWR)	120	111	1.03	"Lucro Cesante"

8.4 Aplicación de la Optimización Multiobjetivo Evolutiva

La principal razón para realizar el acople entre la técnica de Optimización Multiobjetivo Evolutiva y el modelo de redes Bayesianas es mejorar el razonamiento del modelo basado en la optimización. El asunto de encontrar una solución óptima para una red bayesiana simple con un pequeño número de variables de control y sin conflicto de intereses entre los diferentes grupos de interés, es relativamente sencillo. No obstante, las redes bayesianas empleadas para sistemas medioambientales son normalmente complejas y de gran tamaño, donde existen numerosos conflictos de objetivos entre las partes.

Mediante esta técnica, en la presente investigación se han generado un conjunto de opciones de gestión situadas en el denominado frente de Pareto. En los casos en los que resulta difícil elegir las combinaciones de intervención apropiadas, los estados de las variables claves bajo el repertorio completo de opciones de gestión se analizan mediante el empleo de algoritmos de optimización multiobjetivo. En esta investigación, el proceso se ha realizado mediante el acople del modelo de redes bayesianas con la herramienta de optimización, en concreto con el software GANetXL con una macro en una hoja de cálculo de Excel. La herramienta de optimización genera los estados de las variables del modelo de redes bayesianas, que son representados en una hoja de cálculo de Excel, los cuales, a su vez, son alimentados dentro del modelo de redes bayesianas. Una vez que la probabilidad de todas las variables relacionadas ha sido actualizada mediante la compilación del modelo de redes bayesianas, los valores de la función objetivo son devueltos a la herramienta de optimización y el proceso se repite. La figura 8.7 muestra los principales pasos de la metodología. En la tabla 8.8 se muestra, para cada acuífero, el rango de las variables consideradas, los correspondientes valores de sus estados, así como los tres principales objetivos de la optimización.

Los detalles de las variables objetivo de renta total “Total income (C30)”, número total de empleos agrarios “Total number of agricultural direct employment (C3)” y recuperación de las descargas naturales “Natural Discharge Recovery (C10)”, para todas las soluciones situadas en el frente de Pareto, se muestran en la tabla 8.9. Los resultados indican que esta técnica tiene la capacidad de encontrar soluciones eficientes en el frente de Pareto para el caso complejo de estudio. Según los resultados agroeconómicos obtenidos, se puede concluir que pueden ser identificados de la siguiente forma tres grupos de opciones de gestión:

1) Intervenciones menores: este escenario significa la continuidad en la actividad tal y como se ha realizado hasta ahora. La renta total representada por la variable “Total income” de todos los acuíferos es mucho más probable que se sitúe en el intervalo entre 1000-5000 euros/ha. Existe una probabilidad casi nula de que el número de empleos agrícolas representados por la variable “Agricultural direct employment” se sitúe por debajo de 0.1 empleos por hectárea y año. Por otro lado, la probabilidad de recuperación total para todos los acuíferos es casi nula. Las soluciones se muestran en la parte inferior de la tabla 8.9.

2) Intervenciones mayores: este escenario implica la gestión sostenible de los acuíferos, es decir, que exista un equilibrio en el balance hídrico entre entradas y salidas. Bajo este escenario la renta total es más probable que se sitúe entre los 1000 y los 5000 Euros/ha. Además, la posibilidad de recuperación de los acuíferos Serral-Salinas y Cingla es alta mientras que para los acuíferos Ascoy-Sopalmo y Jumilla-Villena sigue siendo muy baja. Hay una gran probabilidad de que el número de empleos agrícolas por hectárea y año sea menor de 0.1. Las soluciones para este escenario se muestran en la parte superior de la tabla 8.9.

3) Soluciones que alcanzan el equilibrio entre los tres objetivos finales. Bajo esta opción la posibilidad de alcanzar una recuperación de los acuíferos es menor que con el anterior escenario. Por otro lado, la renta total es más probable que se sitúe en el intervalo entre 1000-5000 euros/ha. Finalmente, existe una gran probabilidad de que el número de empleos agrícolas por hectárea y año se sitúe entre 0.1 y 0.3. Las soluciones para este escenario se muestran en la parte intermedia de la tabla 8.9.

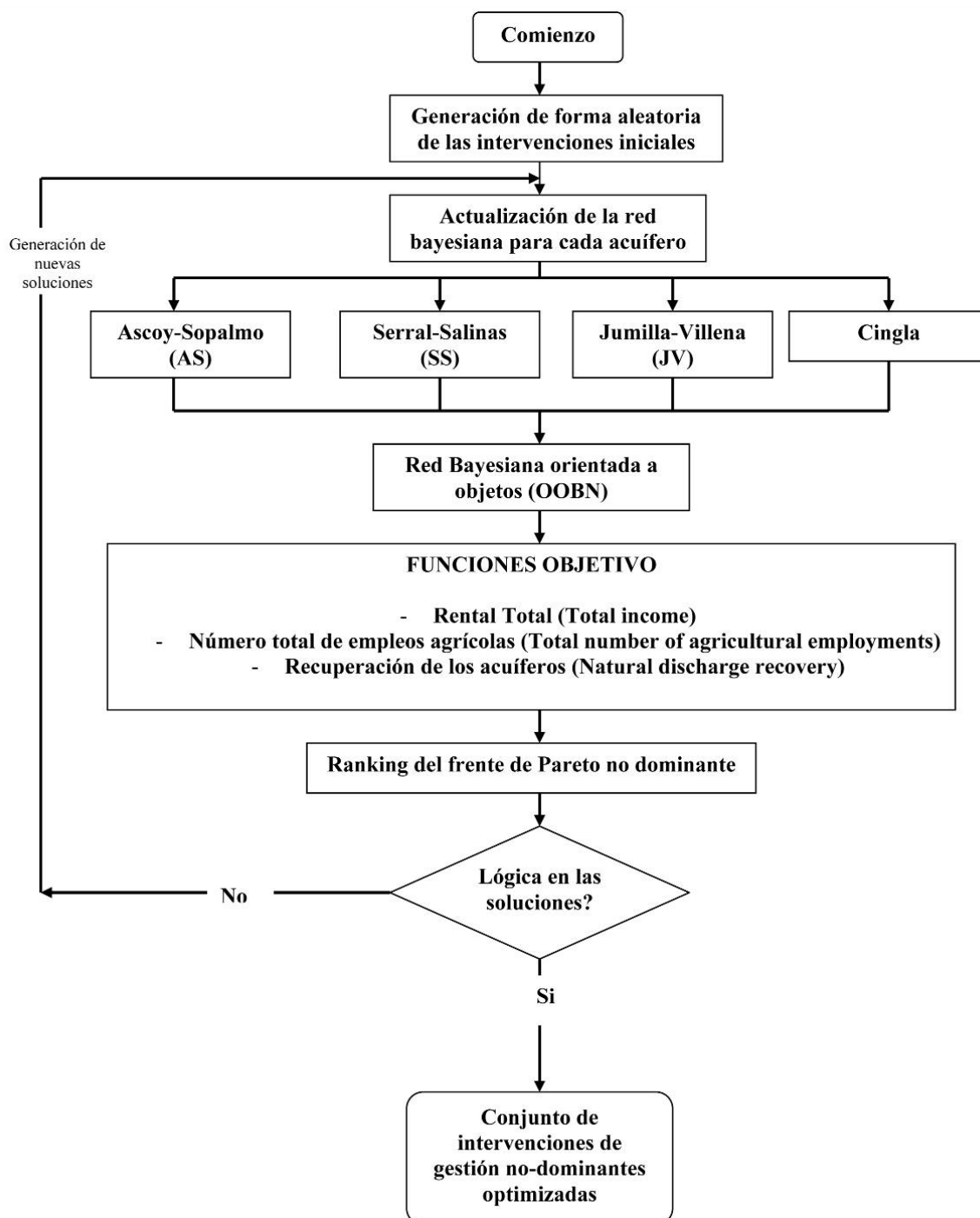


Figura 8.7. Procedimiento de la aplicación de la técnica de Optimización Multiobjetivo

Tabla 8.8. Variables incluidas en el problema y funciones objetivo y sus estados para los cuatro acuíferos

Acuífero		AS		SS		JV		Cingla	
Variable de diseño	Variable objetivo	Valores de los estados	Valor entero	Valores de los estados	Valor entero	Valores de los estados	Valor entero	Valores de los estados	Valor entero
Cambio climático (C32)		No	0	No	0	No	0	No	0
		Medium	1	Medium	1	Medium	1	Medium	1
		strong	2	strong	2	strong	2	strong	2
Reducción demanda hídrica (medidas coercitivas) (C12_1)		No reduction	0	No reduction	0	No reduction	0	No reduction	0
		0-25	1	0-25	1	0-25	1	0-25	1
		25-50	2	25-50	2	25-50	2	25-50	2
Reducción demanda hídrica (Medidas voluntarias) (C12)		No reduction	0	No reduction	0	No reduction	0	No reduction	0
		0-25	1	0-25	1	0-25	1	0-25	1
		25-50	2	25-50	2	25-50	2	25-50	2
		>50	3	>50	3	>50	3	>50	3
Entrada de recursos hídricos externos por desalinización (C2_1)		0	0	0	0	0	0	0	0
		0-20	1	0-5	1	0-15	1	0-20	1
		20-40	2	5-10	2	15-30	2	20-40	2
		40-60	3			30-45	3	40-60	3
Oferta de compra de derechos (C35)		3000-6000	0	3000-6000	0	3000-6000	0	3000-6000	0
		6000-9000	1	6000-9000	1	6000-9000	1	6000-9000	1
		9000-12000	2	9000-12000	2	9000-12000	2	9000-12000	2
Reducción de concensiones (C15)		0	0	0	0	0	0	0	0
		0-25	1	0-25	1	0-25	1	0-25	1
		25-50	2	25-50	2	25-50	2	25-50	2
		50-100	3	50-100	3	50-100	3	50-100	3
Oferta de compra de tierra (C4)		10000-20000	0	10000-20000	0	10000-20000	0	10000-20000	0
		20000-50000	1	20000-50000	1	20000-50000	1	20000-50000	1
		>50000	2	>50000	2	>50000	2	>50000	2
Entrada de recursos hídricos externos TJV (C2)				0	0	0	0		
				0-5	1	0-15	1		
				5-10	2	15-30	2		
						30-45	3		
Entrada de recursos hídricos externos para abastecimiento TTS (C26)				False	0	False	0	False	0
				True	1	True	1	True	1
Entrada de recursos hídricos externos para abastecimiento TJV (C26_1)				False	0	False	0		
				True	1	True	1		
TJV	Renta total (Euros/ha) (C30)	0-1000	0	0-1000	0	0-1000	0	0-1000	0
		1000-5000	1	1000-5000	1	1000-5000	1	1000-5000	1
		5000-10000	2	5000-10000	2	5000-10000	2	5000-10000	2
		10000-20000	3	10000-20000	3	10000-20000	3	10000-20000	3
	Nº total de empleos agrícolas por ha (C3)	0-0.1	0	0-0.1	0	0-0.1	0	0-0.1	0
		0.1-0.3	1	0.1-0.3	1	0.1-0.3	1	0.1-0.3	1
		0.3-0.4	2	0.3-0.4	2	0.3-0.4	2	0.3-0.4	2
	Recuperación descargas naturales de acuíferos (años) (C10)	0-150	0	70-100	0	50-100	0	0-25	0
		150-300	1	100-200	1	100-200	1	25-50	1
		300-500	2	Never	2	Never	2	Never	2
Never		3							

Tabla 8.9. Soluciones en el frente de Pareto para los tres objetivos generales del estudio

Solución	Acuífero	Objetivos										
		C30				C3			C10			
		0	1	2	3	0	1	2	0	1	2	3
1	AS	0.48	0.50	0.02		0.92	0	0.08	0.01	0.03	0.1	0.87
	SS	0.14	0.75	0.11		0.44	0.55	0.01	0.15	0.43	0.42	
	JV	0.23	0.66	0.11		0.41	0.54	0.04	0.05	0.39	0.56	
	Cingla	0.31	0.6	0.09		0.72	0.19	0.09	0.38	0.25	0.37	
2	AS	0.35	0.57	0.08		0.65	0	0.35	0.01	0.03	0.1	0.87
	SS	0.14	0.75	0.11		0.42	0.57	0.01	0.15	0.43	0.42	
	JV	0.22	0.67	0.11		0.42	0.54	0.04	0.05	0.4	0.55	
	Cingla	0.37	0.62	0.02		0.93	0.07		0.38	0.25	0.37	
3	AS	0.29	0.59	0.12		0.48	0	0.52	0.01	0.02	0.07	0.9
	SS	0.14	0.75	0.01		0.42	0.57	0.01	0.14	0.42	0.43	
	JV	0.18	0.69	0.12		0.34	0.62	0.04	0.05	0.35	0.61	
	Cingla	0.25	0.63	0.11		0.52	0.38	0.1	0.37	0.26	0.36	
4	AS	0.28	0.6	0.12		0.5		0.5	0	0.02	0.07	0.91
	SS	0.17	0.74	0.09		0.46	0.54		0.02	0.03	0.95	
	JV	0.34	0.61	0.05		0.63	0.37		0.02	0.16	0.82	
	Cingla	0.39	0.53	0.08		0.72	0.19	0.09	0.38	0.25	0.37	
5	AS	0.22	0.63	0.15		0.37		0.63		0.01	0.05	0.94
	SS	0.11	0.77	0.12		0.38	0.61	0.01	0.12	0.37	0.51	
	JV	0.16	0.71	0.13		0.26	0.7	0.04	0.02	0.26	0.71	
	Cingla	0.29	0.66	0.05		0.64	0.36		0.37	0.25	0.38	
6	AS	0.21	0.63	0.15		0.36		0.64		0.01	0.04	0.95
	SS	0.11	0.77	0.12		0.37	0.61	0.02	0.11	0.35	0.54	
	JV	0.12	0.73	0.15		0.19	0.77	0.04	0.03	0.24	0.73	
	Cingla	0.23	0.68	0.09		0.33	0.65	0.02	0.05	0.06	0.88	
7	AS	0.13	0.69	0.18		0.15		0.85				1
	SS	0.17	0.74	0.09		0.45	0.55		0.12	0.46	0.42	
	JV	0.24	0.66	0.1		0.42	0.54	0.04	0.03	0.25	0.72	
	Cingla	0.31	0.57	0.11		0.45	0.44	0.11	0.3	0.24	0.46	
8	AS	0.05	0.71	0.24	0.01	0.01		0.99				1
	SS	0.1	0.78	0.12		0.36	0.63	0.01	0.08	0.24	0.67	
	JV	0.08	0.75	0.17		0.12	0.82	0.06	0.02	0.15	0.83	
	Cingla	0.25	0.68	0.07		0.49	0.51		0.28	0.2	0.52	
9	AS	0.05	0.71	0.23	0.01	0.01		0.99				1
	SS	0.08	0.79	0.13		0.31	0.66	0.03	0.06	0.15	0.78	
	JV	0.1	0.74	0.15		0.15	0.79	0.06		0.1	0.9	
	Cingla	0.33	0.62	0.05		0.46	0.54		0.24	0.22	0.55	
10	AS	0.07	0.71	0.21	0.01	0.04		0.96				1
	SS	0.07	0.79	0.14		0.3	0.66	0.04	0.03	0.09	0.88	
	JV	0.04	0.8	0.16		0.02	0.96	0.02		0.17	0.83	
	Cingla	0.2	0.68	0.12		0.31	0.64	0.05	0.04	0.05	0.91	

CAPÍTULO 9.- CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS

En regiones áridas y semiáridas el agua suele constituir un factor socioeconómico estratégico y limitante. La buena gestión de los recursos hídricos en tales áreas requiere, en general, el desarrollo de metodologías de apoyo a la toma de decisiones por parte de los entes responsables, pues no es infrecuente que tales decisiones se adopten con una manifiesta escasez de datos, con registros históricos limitados, y con un apoyo científico reducido, lo que da lugar a frecuentes incertidumbres a la hora de abordar los problemas. Este tipo de metodologías incorporan diferentes aspectos y puntos de vista para ayudar a la toma de decisiones con el mayor grado de consenso posible.

En Europa, la dimensión fundamentalmente ambiental de la Directiva Marco del Agua (DMA) y los principios de sostenibilidad en el uso del agua que la inspiran suponen una revolución en áreas de escasez hídrica y sequías periódicas. En este sentido, entre las críticas a la Directiva que se plantean desde España y otros países del ámbito euromediterráneo está la reducida consideración que se efectúa de dichas problemáticas.

Explotación intensiva de acuíferos y sostenibilidad en el uso de recursos hídricos subterráneos son, en principio, dos conceptos antagónicos. Su valoración equilibrada debería incluir un análisis comparativo de los beneficios e impactos negativos derivados de la sobreexplotación, y la valoración de la mayor cantidad posible de aspectos que intervienen, especialmente los económicos, sociales, hidrológicos y ecológicos- aunque también los políticos, legales e institucionales- que pueden ayudar a entender el origen y la evolución del problema, así como intentar prever su desarrollo futuro.

En esta investigación se desarrolla un Sistema Soporte a la Decisión (SSD) con técnicas como las Redes Bayesianas, la optimización multiobjetivo y el análisis multicriterio. El objetivo es evaluar los impactos que pueden provocar determinadas actuaciones y políticas hídricas tendentes a la restauración de acuíferos intensamente explotados tal y como prevé la DMA. La investigación se plantea en un ámbito geográfico, la comarca del Altiplano murciano (sureste de España), exclusivamente abastecido con aguas subterráneas. Con esta selección de la zona de estudio se pretende eliminar interferencias respecto a la estimación de costes y beneficios que resultarían de la existencia de aguas de otro origen. La zona de estudio, extremadamente deficitaria desde el punto de vista hídrico, pertenece a la cuenca hidrográfica del Segura, la tercera a nivel europeo con mayor índice de explotación del agua (“water exploitation index”) y donde los recursos hídricos subterráneos resultan un elemento clave de desarrollo. En concreto, se han seleccionado cuatro acuíferos de naturaleza calcárea: (Ascoy-Sopalmo, Serral-Salinas, Jumilla-Villena y Cingla), con una superficie total de unos 1400 km², de los cuales aproximadamente 350 km² son afloramientos permeables. Los principales municipios de la zona son Jumilla y Yecla, con una población total de unos 60000 habitantes. La superficie agrícola es de aproximadamente 30000 ha, con una rentabilidad total de la producción de unos 120 millones de Euros/año en términos de margen neto.

Las conclusiones principales del estudio se han dividido en diferentes categorías de acuerdo con las principales partes en las que se divide la Memoria. En primer lugar, se abordan las conclusiones extraídas sobre el paradigma de actuación y la metodología aplicada; a continuación, se discute acerca de la problemática específica del caso de estudio y posteriormente, se hacen unas reflexiones sobre las conclusiones extraídas del proceso de simulación de los escenarios de gestión propuestos. Por último, se exponen las conclusiones relativas a las limitaciones e incertidumbres de la investigación.

9.1 Conclusiones sobre el paradigma IRWM y la metodología

El paradigma de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (Integrated Water Resources Management, IWRM) ha surgido en el marco de las nuevas tendencias que consideran la necesidad de incluir la sostenibilidad de los recursos hídricos y establece un tipo de enfoque holístico a incluir en los estudios técnicos que tengan alguna relación con la gestión del agua. Este tipo de estudios considera la mayor cantidad posible de aspectos involucrados en los sistemas hídricos, con el fin de realizar un análisis multisectorial de los mismos y poder proponer estrategias de gestión sostenibles con el mayor grado de consenso social posible.

En los últimos veinte años se han realizado numerosos estudios sobre IWRM, especialmente centrados en las aguas superficiales. Sin embargo, los planteados con enfoque hidrogeológico son relativamente escasos. Esta investigación se realiza, como se ha citado, en una zona donde el agua subterránea es el único recurso disponible, por lo que la investigación hidrogeológica previa resulta esencial. En este sentido, cabe destacar la elaboración de un modelo numérico de flujo (MODFLOW) para cuantificar el balance hídrico, así como la aplicación de los códigos VISUAL BALAN y BALCIHS para la evaluación de la recarga natural en los acuíferos estudiados. La metodología que se plantea pretende ser extrapolable a otros casos de sistemas hídricos basados total o parcialmente en las aguas subterráneas.

Existen multitud de técnicas para diseñar y construir SSDs. En el caso de estudio se eligió un sistema basado en Redes Bayesianas debido a la complejidad del sistema a modelar. Dicha técnica resulta idónea en el tratamiento de problemas débilmente estructurados, en donde no es fácil la identificación de la organización real del sistema.

Para el diseño y construcción de un modelo de Redes Bayesianas es imprescindible conocer en detalle las relaciones entre las variables, las cuales se establecen mediante funciones de probabilidad condicionada asignadas para cada variable. Las funciones de probabilidad se elaboran a partir del tratamiento estadístico previo de los datos disponibles pertenecientes a cada estudio sectorial. Una de las aportaciones novedosas de la investigación ha sido la aplicación de las Redes Bayesianas Orientadas a Objetos.

9.2 Conclusiones sobre la problemática del caso de estudio

Esta investigación es una de las primeras aproximaciones que abordan el problema del sistema hídrico del Altiplano y analiza diferentes escenarios respecto a su gestión hídrica.

La zona de estudio presenta un balance hídrico de unos $-111 \text{ hm}^3/\text{año}$, que resultan de considerar unos recursos medios de unos $35 \text{ hm}^3/\text{año}$ y una explotación por bombeo de $146 \text{ hm}^3/\text{año}$. El déficit hídrico acumulado se traduce en un elevado consumo de reservas, que excede los 3000 hm^3 , y tasas de descenso de niveles piezométricos comprendidas entre 1,3 y 10,5 m/año. Esta situación presenta una difícil solución que sólo puede plantearse a largo plazo. Entre las razones que explican tales cifras cabe destacar la alta rentabilidad económica que genera el agua en la agricultura (120 mill Euros/año de Margen Neto). Además, el coste de extracción del agua subterránea es todavía asumible por los agricultores, ya que representa entre el 10 y el 15% del total de costes de producción agrícola. Tales claves hacen que sea difícil plantear fuentes alternativas de agua que sean económicamente competitivas. Por otro lado, los derechos de extracción del agua, considerada como privada en la mayor parte de los casos, superan no solo a los recursos renovables de los acuíferos, sino que además, en ocasiones, superan a la propia explotación real (sobrexplotación de hecho y de derecho). De

ello se deduce que para conseguir corregir el déficit sin aportes externos habría que reducir drásticamente los derechos de extracción y efectuar una reorganización del sistema concesional. Conviene señalar que la próxima incorporación de los municipios de Yecla y Jumilla a la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, principal organismo público encargado del abastecimiento humano, liberará unos recursos de agua subterránea estimados en unos 5 hm³/año, cantidad poco significativa para reducir el déficit anual, aunque es una medida adecuada que se implanta en la línea de dotar de recursos adicionales al Altiplano.

9.3 Conclusiones sobre el diseño y simulación de escenarios futuros de gestión del agua

Para este estudio se han propuesto tres escenarios de gestión hídrica. El primero es de carácter continuista en el sentido de implicar la no intervención en el sistema (Bussines As Usual, BAU). Resulta evidente que la principal consecuencia futura será el agotamiento de los acuíferos, que en determinadas zonas ya se está produciendo. En este sentido, la presente investigación responde a una percepción del problema socioeconómico relacionado con los recursos hídricos y puede servir para analizar la capacidad de adaptación del sistema en su conjunto a una nueva situación en la que el modelo de desarrollo sea diferente, o bien se plantee la visión del recurso desde un punto de vista exclusivamente económico aunque contrario al planteamiento de la DMA. Para este segundo caso resulta absolutamente esencial conocer las reservas disponibles explotables, en el sentido de estimar vidas útiles de los acuíferos de cara a una gestión de la oferta fiable, al menos desde los puntos de vista económicos (en términos de profundidad del agua) y ambientales (deterioro de la calidad).

El segundo escenario simulado plantea diversas intervenciones individuales de gestión que reflejan la voluntad de los grupos de interés (“stakeholders”) para realizarlas. Por tanto, el impacto en términos de reducción del déficit hídrico de cada una por separado no es muy grande. Estas son las principales conclusiones extraídas para cada intervención:

- Incorporación de los municipios del área de estudio (Yecla y Jumilla) a la Mancomunidad de los Canales del Taibilla mediante una conducción con origen en el embalse del Cenajo. Esta intervención supondrá una reducción del déficit hídrico de unos 5 hm³/año.

- Posibilidad de entrada al sistema de agua para regadío procedente de una fuente externa. En primer lugar, se ha analizado la posibilidad de de una permuta de utilización de derechos de agua desalada en zonas costeras de de regadío, suplidas mediante derechos de agua del Trasvase Tajo-Segura. El impacto de esta intervención se ha estimado en unos 43 hm³/año, en términos de reducción del déficit hídrico. En segundo lugar se considera el trasvase Júcar-Vinalopó, con un impacto zonal grande pero que afecta tangencialmente a la zona estudiada (20 hm³/año).

- Venta por los usuarios de parte de sus derechos de extracción. La información recopilada al respecto ha puesto de manifiesto que los usuarios son reacios a plantear esta posibilidad, de tal manera que la oferta de compra tendría que ser suficientemente atractiva. Por medio de esta actuación se produciría una reducción del déficit hídrico de unos 9 hm³/año.

El tercer escenario simulado se ha planteado en consonancia con el requerimiento de la DMA, que establece el año 2015 (con dos prórrogas posibles), como horizonte para alcanzar el buen estado cualitativo y cuantitativo de las masas de agua. No obstante, la DMA prevé rebajar tales objetivos medioambientales en casos en los que no se puedan recuperar las masas de

agua o que los costes sean desproporcionados. Se indica, no obstante, que no se puede seguir con el deterioro, lo que se podría interpretar en el caso de estudio como la necesidad de al menos equiparar los recursos renovables a la explotación por bombeo. La evaluación del impacto de este escenario se ha realizado por dos vías diferentes. La primera posibilidad ha consistido en una permuta de derechos con agua desalada en zonas costeras. El impacto sería de 35 millones de €/año en términos de pérdida de margen neto agrícola. La segunda posibilidad es el caso de una compra de derechos con un impacto de 120 millones de €/año en términos de lucro cesante. Por tanto, es evidente que cualquier intento por restaurar, o al menos equilibrar, los balances de los sistemas acuíferos mediante esta medida- y acabar, en definitiva, con el déficit de 111 hm³/año- requiere una reestructuración total del actual sistema de derechos de extracción. Por tanto, el plazo del año 2015 para la consecución de los objetivos de la DMA arriba mencionados es imposible de llevar a cabo debido al gran impacto económico que supone, y es muy difícil de cumplir incluso con las dos prórrogas (año 2027).

9.4 Consideraciones finales y líneas futuras de investigación

Existen una serie de incertidumbres en la información de base utilizada correspondiente a cada estudio sectorial, como, por ejemplo, en aspectos tan básicos como la explotación por bombeo- que debe ser estimada de forma indirecta- los balances hídricos o el conocimiento de las reservas disponibles. Por consiguiente, la información de entrada del SSD también tiene un grado de incertidumbre que hay que tener en cuenta a la hora de la interpretación de resultados y para la realización de futuros trabajos.

Dado el carácter multidisciplinar de la investigación realizada existen numerosas líneas de trabajo que pueden plantearse en un futuro, entre las que merece la pena destacar las siguientes:

- Estudios de cuantificación detallada de las reservas de agua subterránea para determinar vidas útiles de acuíferos, con el objetivo de poder realizar una gestión y planificación hídrica adecuada.
- Mejora de los métodos de evaluación de la recarga a los acuíferos e incorporación de los métodos probabilísticos para estimar la incertidumbre.
- Predicciones de impactos socioeconómicos y ambientales futuros frente a modificaciones de caudales de bombeo y balances hídricos (Time Slice OOBN).
- Evaluación de impactos generados en los sistemas hídricos subterráneos bajo diferentes escenarios de cambio climático.
- Generación de soluciones optimizadas para poder satisfacer objetivos e intereses contrarios (EMO).
- Mejora de los procedimientos de análisis multicriterio (MCA) en el que se tengan en cuenta todos los aspectos relacionados con la gestión hídrica.
- Incorporación de los aspectos de calidad de las aguas subterráneas en el análisis integrado de su gestión.

CONCLUSIONS

Water usually represents a key and limiting socioeconomic factor in arid and semi-arid regions. A suitable water resource management in those areas requires the development of methodologies for supporting the decision making by the water bodies in charge. Thereby, it is not infrequent that such as decisions are adopted with lack of data, limiting time series and with a limited scientific support. These conditions generate plenty of uncertainties in the moment of tackling the problems. These kind of methodologies incorporate different aspects, perspectives and points of view for helping with a decision making with as greatest consensus as possible.

In Europe, the environmental nature of the Water Framework Directive (WFD) and the principles about sustainability on the use of water, represent a revolution especially in areas with water scarcity and periodical draughts. Thus, one of the main criticisms from Spain and the Mediterranean ambit is the weak attention to this kind of situations.

Aquifers overexploitation and sustainability on the use of groundwater resources are opposite concepts at first. Its equilibrated assessment should include on one hand a comparative analysis of the positive and negative impacts generated by overexploitation, and on the other hand, the assessment of as many aspects involved in the problem as possible, especially the economic, socials, hydrological and ecological ones, as well as the political, legal and institutional ones. This analysis can allow us to understand the origin and evolution of the problem, as well as trying to predict its future development.

A Decision Support System (DSS) is developed in this research through the use of techniques such as Bayesian networks, Evolutionary Multiobjective Optimization and Multicriteria Analysis. The main goals are firstly to propose a methodology for tackling studies about the integrated groundwater management and secondly to assess the impacts generated by some actions and water policies tending to restore the aquifers intensively exploited just as the WFD establishes. The research is located in a region called Altiplano of Murcia (SE Spain) uniquely supplied by groundwater. This selection of the study area allows avoiding interferences regarding the assessment of costs and benefits by the use of water from other sources. Study area that has an extreme hydric deficit, belong mainly to the Segura Basin that ranks third in the European “water exploitation index” and furthermore, groundwater resources represent a key factor in its development. Thus, four carbonatic aquifers were selected (Ascoy-Sopalmo, Serral-Salinas, Jumilla-Villena y Cingla), that take up about 1400 km² with a total permable crops surface of around 350 km². Main municipalities in the zone are Jumilla and Yecla with 60000 inhabitants. Total irrigated area related to these aquifers is 30000 ha, with a total profitability of the production of 120 mill Euros/year, in terms of net margin.

Main conclusions are divided in some categories, according to the main part of this PhD dissertation. Firstly, most important ones regarding Integrated Water Management paradigm and methodology are shown; then, conclusions about the specific problematic of the case study are explained; later, the ones about the simulation of water management scenarios are dealt; finally, additional conclusions and futures research lines are explained.

Conclusions related to IRWM paradigm and methodology

IWRM paradigm was born within the new ninety's tendencies that considered the necessity of the inclusion of sustainability in the studies about water resources. IWRM paradigm establishes a holistic approach for the realisation of technical studies related to water resources management. Thus, this type of studies tackles all aspects involved in the hydrologic processes, aimed to elaborate a multidimensional analysis and to propose sustainable water management strategies as greatest level of social consensus as possible.

During ninety's and the currently decade many studies about integrated water resources management, mainly focused on surface water, have been elaborated. However, there is an evident scarcity of this type of studies specifically designed for groundwater and especially in an aquifer scale. As aforementioned this PhD research is located in a region where the groundwater is the unique resource for all the activities; so the hydrogeological research is essential. In this sense, it is remarkable the elaboration within this PhD research of a groundwater numerical flux model (MODFLOW) in order to quantify the water budget, as well as the application of the codes VISUAL BALAN and BALCIHS for the estimation of the natural recharge in the studied aquifers.

This study proposes a generic methodology for tackling the development of studies on integrated aquifers management. This methodology is flexible and it expects that can be extrapolated to other cases based entirely or partially on groundwater.

There are plenty of techniques for designing and building a DSS. Due to the great complexity of the water system and to the chaotic nature of the problem, a DSS based on bayesian networks was the chosen one for this study. Definitely, this participatory technique is the most suitable one for weakly structured problems where it is not easy to understand the identification of the real structure and the organization of the real system.

For the designing and building of a bayesian networks model is essential to know the relationship among the variables of the model. This relationship is made by a conditional probability distribution assigned to each variable. These distributions are established based on the previous statistical processing of the temporal series which comes from each sectorial study. One of the innovative contributions of this research is the succesfull application of Objetc-Oriented Bayesian Networks (OBNs).

Conclusions related to the case study

This research is one of the first studies that tackle the whole problem of the Altiplano water system and to analyze different water management scenarios. There is an annual hydric deficit of 111 hm³ for the entire water system, with 35 hm³/year of renewable resources and an exploitation rate of 146 hm³/year. The total water deficit represents a high reserve consumption that exceeds 3000 hm³/year with drawdown rates between 1,3 and 10,5 m/year. This situation has a very difficult solution (only in the long term), due to several determining factors which are explained as follows. The main reason is the high agriculture profitability that the groundwater generates (120 mill Euros/year in terms of Net Margin). In addition, the groundwater abstraction cost is still bearable by the agriculture meaning only the 10 or 15 % of the total agriculture productive costs. This makes very difficult that the alternative water sources are economically competitive. On the other hand, the amount of abstraction

groundwater rights greatly exceeds the recharge of the aquifers (renewable resources) and most of these rights are private being the farmers the owner. Any attempt to reduce the water deficit, without external water resources incomes, will require a review and restructuring of the present water rights system. Finally, the next incorporation of Yecla and Jumilla municipalities to the “Mancomunidad de los Canales del Taibilla”, will imply the saving of only 5 hm³/year of groundwater. This is an insignificant amount of groundwater in comparison with the total annual hydric deficit.

Conclusions related to the design and simulation of water management scenarios

Three water management scenarios have been proposed and the conclusions of their simulation by the DSS are explained as follows.

First scenario, called Business As Usual, implies not to making any water management intervention. It is obvious that the main future consequence will be the physical exhaustion of the aquifers. In this sense, this research can be useful for analyzing the adaptation capacity of the whole system to that new situation in which the development model would have to change or on the other hand, the resource could be seen from a traditional economic point of view, against the WFD approach. For this second way, it is essential to know the amount of storage groundwater in the aquifers in order to estimate useful lives of the aquifers for making a reliable supply water management from at least, the economic (groundwater depth) and environmental point of views (groundwater quality deterioration).

Second scenario is made up of some individual water management interventions. The simulation of these interventions was made from the point of view of the farmers' wish in a realistic way. Thus, the impact in terms of hydric deficit reduction for each one separately is not very strong. These are the main conclusions drawn from each intervention:

- Incorporation of Jumilla and Yecla to the “Mancomunidad de los Canales del Taibilla” with domestic water. This action will imply the saving of only 5 hm³/year of groundwater.

- Incoming irrigation water from external sources has been evaluated by two ways. Firstly, by the exchange of water rights with coastal irrigated entities supplied by surface water from Tajo-Segura transfer. The impact of this intervention has been estimated in 43 hm³/year in terms of hydric deficit reduction. Secondly, there are actions currently underway such a building of the Jucar-Vinalopo transfer. The impact on the whole area is estimated in 20 hm³/year in terms of groundwater deficit alleviation.

- Another simulated intervention was the farmers' willingness to sell their water rights. Actually, farmers are really reluctant to do it and consequently the purchase offer price has to be very high for stimulating the sale. The impact of this intervention is estimated in 9 hm³/año in terms of groundwater deficit alleviation.

The third scenario has been established as a Water Frame Directive's requirement. WFD imposes a deadline for reaching the good qualitative and qualitative status of the groundwater masses by the year 2015. However, in extremely degraded cases WFD reduces the level of the requirement till just the equilibrium of water budgets. The assessment of this equilibrated situation has been made via two ways. Firstly, getting the equilibrium by an exchange of

water rights with coastal irrigated entities would have an impact of 35 mill Euros/year in terms of loss of agricultural net margin. Secondly, by a purchase of water rights the impact would be of 120 mill Euros/year in terms of loss profits.

Definitely, it is now obvious that any attempt for improving or at least for reaching equilibrium between groundwater abstraction and recharge requires a total restructuring of the entire water rights system. The WFD sets a deadline to get the good qualitative and quantitative status of water (2015) that is impossible to carry out by then, because of the huge economic impact. It is very difficult to carry out not even with the two extensions (year 2027).

Final conclusions and future research lines

There is some uncertainty in the basedata related to each sectorial study in basic aspects such as exploitation rate by pumping, that has to be estimated in an indirect way, water budgets or the estimation of the amount of available reserves. Consequently, input data to the DSS has also a level of uncertainty that should be taken into account for interpreting the results and making of further studies.

Due to the multidisciplinary nature of this PhD research, there are plenty of possible future research lines. Some of them are listed as follows:

- Studies about accurate estimation of the groundwater storage or amount of reserves in aquifers are essential for estimating useful lives of the aquifers and for making a suitable supply groundwater planning and management.
- Improvement of methods for assessing aquifer recharge and introduction of probabilistic methods for estimating uncertainty.
- Predictions of future socioeconomic and environmental impacts in situations of changing groundwater pumping rates and water budgets (Time Slice OOBN).
- Impact assessment on groundwater systems under different climate change scenarios.
- Generation of optimized solutions for satisfying opposite interests and objectives through the use of Evolutionary Multiobjective Optimization (EMO).
- Improvement of Multicriteria Analysis (MCA) applications and procedures, taking into account all the aspects involved in the water management.
- Introduction of qualitative issues in the integrated analysis of groundwater management.

REFERENCIAS

- Ames, D.P. (2002). Bayesian decision network for watershed management. Ph.D. Dissertation, Utah State University, USA.
- AMOPA (2006). Anuario de costes de producción agrícola del ejercicio 2006-2007. AMOPA (Eds.) Murcia.
- Anderson, M.P., Woessner, W.W. (1992). Applied Groundwater Modelling. Academic Press, London 381 pp.
- Antunes, P., Santos, R., Videira, N. (2006). Participatory decision making for sustainable development – the use of mediated modelling techniques. *Land Use Policy* 23, 44–52.
- Aragón, J.R. (2003): «Hidromitos de la Cuenca del Alto Guadiana» en Coletto et al., (eds.), Mundi-Prensa, Madrid, pp. 69-102.
- Aragón, R., Solís, L., García Lázaro, U., Grís, J., Rodríguez Estrella, T. (1992). Groundwater problems in Segura basin. Economic impact of overexploitation in the Mazarrón zone (Murcia, Spain). Capítulo de libro Selected Papers on Aquifer overexploitation. Ed. Simmer, Villarroya y Rebollo. IAH. Vol. 3. pp. 235-246. Hannover.
- Armstrong, D.J. (2006). The quarks of object-oriented development. *Communications of the ACM* 49 (2) 123-128.
- Arnal, J., Del Rincón, D., Latorre, A. (1992). Investigación educativa. Fundamentos y metodología. Barcelona: Labor Universitaria.
- Arnell, N.W. (1998). Climate change and water resources in Britain. *Climatic Change* 39 83-110.
- Backus, J., Heising, W. (1964). FORTRAN. *IEEE Transactions on Computers* EC13 (4) 382-385.
- Baena, J. (1979): Hoja geológica num. 869 (Jumilla). Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Segunda serie, I.G.M.E.
- Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L. (2002). Meeting ecological and societal needs for fresh water. *Ecol Appl* 12(5)1247-1260.
- Barthel, R., Janisch, S., Schwarz N., Trifkovic, A., Nickel, D. Schulz, C., Mauser W. (2008). An integrated modelling framework for simulating regional-scale actor responses to global change in the water domain. *Environmental Modelling & Software* 23 1095-1121.
- Belton, V., Stewart, T. J. (2002). Multiple criteria decision analysis-An integrated approach. Kluwer Academic Publishers: Boston, Dordrecht, London

-
- Berbel, J., Calatrava, J., Garrido, A. (2005). Water pricing and irrigation: a review of the European experience. In F.Molle, J. Berkoff (eds). Irrigation Water pricing Policy in Context: Exploring the Gap Between Theory and Practice.IWMI (in press).
- Birol, E., Karousakis, K., Koundouri, P. (2006). Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment* 365 105-122.
- Biswas, A.K. (1996). *Water Resources, Environmental Planning, Management and Development*. McGraw-Hill, New York.
- Bolwidt, L.J. (Ed.) (2005). *Selected Proceedings of the International Conference Climate Change: a Challenge or a Threat for Water Management? Held in Amsterdam, The Netherlands*.
- Booch, G. (1996). *Object-Oriented Analysis and Design with Applications*. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Addison-Wesley.
- Bouwer, H. (1978). *Groundwater hydrology*. McGraw-Hill, New York 480 pp.
- Bouwer, H. (1991). Groundwater recharge with sewage effluent. *Water Science & Technology* 23 2099-2108.
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10 121-142.
- Bradley, C. (2002). Simulation of the annual water table dynamics of a floodplain wetland, Narborough Bog, UK. *Journal of Hydrology* 261 150-172.
- Bromley J. (2005a). Guidelines for the use of Bayesian networks as a participatory tool for water resource management. Based on the results of the MERIT project. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford.
- Bromley, J., Jackson, N., Clymer, O., Giacomello, A., Jensen, F. (2005b). The use of Hugin to develop Bayesian Network as an aid to integrated water resource planning. *Environmental Modelling & Software* 20 231-242.
- Buchanan, B.G., Shortliffe, E.H. (1984). *Rule-based expert systems: the MYCIN experiments of the stanford heuristic programming project*. Addison-Wesley, Reading.
- Cain, J. (2001). *Planning improvements in natural resources management*. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford.
- CARM (1986a). *Actualización de las características hidrogeológicas y de explotación en el sistema acuífero de Ascoy-Sopalmo*. Murcia.

- CARM (1986b). Propuesta de modificación a introducir en el perímetro de protección del sistema acuífero de Ascoy-Sopalmo. Murcia.
- CARM (1998). Actualización de las características hidrogeológicas de la zona 1 (Jumilla-Yecla). Murcia.
- Cheng, A. and D. T. Cheng (2005). Heritage and early history of the boundary element method, *Engineering Analysis with Boundary Elements* 29 268–302.
- Chiang, W.H., Kinzelbach, W. (2001). *3D-Groundwater Modeling with PMWIN*. Springer, Berlin.
- Chiang, W.H. (2005). *3D-Groundwater modeling with PMWIN. A simulation system for modeling groundwater flow and pollution*. Springer-Verlag, Heidelberg-New York, 397 pp.
- Chilton, J., Stuart, M.E., Mejia V.R. (1995). “Impact of waste water reuse on groundwater quality: Some preliminary results from Leon, Mexico.” *IAHS Publication (International Association of Hydrological Sciences)* 233 316.
- CHJ (1994). Normas de explotación de unidades hidrogeológicas de la cuenca del Vinalopó y zonas adyacentes de Alicante.
- CHS (1990). Plan de Ordenación del acuífero Ascoy-Sopalmo. Murcia.
- CHJ (Júcar Water Agency) (1998). Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar Confederación Hidrográfica del Júcar, Ministry of Environment, Spain.
- CHS (Segura Water Agency) (1998). Plan hidrológico de la cuenca del Segura Confederación Hidrográfica del Segura, Ministry of Environment, Spain.
- CHS (2007a). Estudio de cuantificación del volumen anual de sobreexplotación de los acuíferos de las unidades hidrogeológicas 07.05 Jumilla–Villena y 07.09 Ascoy–Sopalmo.
- CHS (2007b). Estudio de cuantificación del volumen anual de sobreexplotación de los acuíferos de las unidades hidrogeológicas 07.01 Sierra de la Oliva, 07.06 El Molar, 07.08 Sinclinal de Calasparra, 07.10 Serral-Salinas, 07.34 Cuchillos-Cabras, 07.35 Cingla-Cuchillo, 07.38 Ontur, 07.50 Moratilla y 07.56 Lácerca en la cuenca del Segura.
- Chowdhury, R.K., Rahman, R. (2008). Multicriteria decision analysis in water resources management: the malnichara channel improvement. *Int. J. Environ. Sci Tech* 5 (2) 195-204.
- CIS (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No 1 Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive, Office for Official

- Publications of the European Communities, Luxembourg, 2003
http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents&vm=detailed&sb=Title.
- Clemen, R. T. (1996). Making hard decision: An introduction to decision analysis. Duxbury Press, Wadsworth Publishing Company, New York.
- Commission on Geosciences, Environment & Resources (1997). Valuing Groundwater Economic Concept and Approaches. Available at <http://www.nap.edu/books/0309056403/html/75.html>.
- Corradi, A., Natali, A. (1983). Using the IAPX-432 System as a support for Chill Parallel Constructs. *Microprocessing and Microprogramming* 12 159-165
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., van del Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* vol 387 pp 25360.
- Custodio, E., Gurgui, A. (1989). *Groundwater Economics. Developments in Water Science*, 39. Elsevier Science Ltd, Amsterdam, The Netherlands.
- Custodio, E. (2002). Aquifer Overexploitation: What does it mean?. *Hydrogeology Journal* 10 254-277.
- Custodio, E. (2006). Groundwater protection and contamination. In: IGME (ed) abstract and proceedings of International Symposium on Groundwater Sustainability ISGWAS Alicante, Spain/24-27 January, 2006. Madrid 159-173.
- Dahl, O.J., Nygaard, K. (1966). SIMULA - AN ALGOL-BASED Simulation Language, Assoc Computing Machinery, NY.
- Deb, K., Agrawal, S., Pratap A., Meyarivan, T. (2000). A fast and elitist multi-objective genetic algorithm: NSGA-II. Technical Report 200001, Indian Institute of Technology, Kanpur: Kanpur Genetic Algorithms Laboratory (KanGAL).
- Devine, R.S. (1995). The trouble with dams. *Atlantic Monthly*, August 67-73.
- Dillon, P., Pavelic, P. (1996). Guidelines on the quality of stormwater and treated wastewater for injection into aquifers for storage and reuse. Research Report No 109, Urban Water Research Association of Australia, Water Services Association of Australia, Melbourne.
- Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas – Instituto Tecnológico y Geominero de España (1997). Catálogo de acuíferos con problemas de sobreexplotación o salinización.

- DIRECTIVA DEL CONSEJO de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (91/676/CEE).
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal 327, 2000. European Commission, Brussels.
- DPA (1996). Estudio geofísico del cuaternario de Pinoso.
- DPA (1997). Bombeo de ensayo del pozo Raspaig V para abastecimiento a Pinoso.
- DPA e IGME (1982). Las aguas subterráneas de la provincia de Alicante.
- DPA e IGME (1983). Posibilidad de captación de aguas subterráneas a Pinoso, (Alicante).
- DPA, IGME, EPTISA (1985). Estudios hidrogeológicos para abastecimiento a núcleos urbanos (Alicante) Sondeos “el Salerete”, “Paredón II” y “Aullera”. Plan de Actuación en Vall d’Alcala.
- Drewes, J.E., Jekel, M. (1996). “Simulation of groundwater recharge with advanced treated wastewater.” Water Science and Technology 33 409-418.
- EC (2004). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Groundwater Monitoring Technical report on groundwater monitoring as discussed at the workshop of 25th June 2004.
- Eeles, P., Sims, O. (1998). Building Business Objects. John Wiley & Sons.
- Environmental Agency (2003). A guide to monitoring water levels and flows at wetland sites. Bristol
- EPA (2008). Encuesta de Población Activa. Disponible en: <http://www.ine.es/daco/daco42/daco4211/epa0208.pdf>.
- Ervin, D.E., Mill, J.W. (1985). Agricultural land markets and soil erosion: policy relevance and conceptual issues. Am J Agric Econ 938-942.
- Estrada, F. (1994). Garantías de explotación de los sistemas de recursos hídricos. CEDEX, Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, 282 pp.
- EUROSTAT (1997). Regions. Statistical yearbook. Statistical Office of the European Communities. Luxembourg.
- Evans, L.T., Fischer, R.A. (1999). Yield Potential: Its Definition, Measurement, and Significance. Crop Sci. 39 1544-1551.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1995). Water Development for Food Security. WFS 96/TECH/2, Rome, Italy.

-
- FAO (2003a). Groundwater management: the search for practical approaches. Fao (Edts.) Roma.
- FAO (2003b). La desalación de agua de mar en la agricultura: situación actual y perspectivas futuras, by J.A. Medina. Draft report. Rome.
- FAO (2004a). Water desalination for agricultural applications. Proceedings of the FAO Expert Consultation on Water Desalination for Agricultural Applications 26–27 April, Rome.
- FAO (2004b). La FAO y la seguridad alimentaria. Disponible en <http://www.fao.org/es/ESA/fsecur-s.htm>.
- Farmani, R., Savic, D., Walters, G.A. (2005a). Evolutionary multi-objective optimisation in water distribution network design. *Journal of Engineering optimization* 37 (2) 167-183.
- Farmani, R., Walters, G.A., Savic, D. (2005b). Trade-off between total cost and reliability for Anytown water distribution network. *Journal of Water resources planning and management* 131 (3) 161-171.
- Farmani, R., Walters, G.A., Savic, D. (2006). Evolutionary multi-objective optimization of the design and operation of water distribution network: total cost vs. reliability vs. water quality. *Journal of Hydroinformatics* 8 (3) 165-179.
- Farmani, R., Abadia, R., Savic, D. (2007). Optimum design and management of pressurised branched irrigation networks. *Journal of Irrigation and Drainage* 133 (6) 538-547.
- Farmani, R., Henriksen H.J., Savic D. (2009). An evolutionary Bayesian belief network methodology for optimum management of groundwater contamination. *Environmental Modeling and Software* 24 303-310.
- Fetter, C.W. (1999). Contaminant hydrogeology (2ª Ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J. 1-499.
- Figueira, J., Salvatore, G., Ehrgott, M. (Eds.) (2005). Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. Springer, New York, pp 1-1045.
- Flanagan, D., Matsumoto, Y. (2008). The Ruby Programming Language. O'Reilly.
- Fornés, J., De la Hera, A., Llamas, M.R. (2004). La propiedad de las aguas subterráneas en España: la situación de Registro/Catálogo. *Ingeniería del Agua*, 12(2)125-135.

- Fornés, J.M., Hera, A. de la, Llamas, M.R. (2005) "The Silent Revolution in Groundwater Intensive Use and its Influence in Spain", *Water Policy* 7 (3) 253-268.
- Foros Mundiales del Agua (1997, 2000, 2003, 2006, 2009). Marruecos, Holanda, Japón, México, Turquía.
- Fourcade, E. (1970): *Le Jurassique et le Crétacé ata conflns des Chames Bétiques et Ibériques (Suri-Es! de l'Espagne)*. Thèse Sciences, París, 2 vol., 427 p.
- Foster, S. S. D., Gale, I. N., Hespanhol, I. (1994). Impacts of wastewater reuse and disposal on groundwater. BGS Technical Report WD/94/55.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M., Paris, M. (2002). *Groundwater Quality Protection: a Guide for Water Utilities, Municipal Authorities and Environment Agencies*. World Bank Publication. Washington, D.C., USA.
- Gallego, I., García de Domingo, A., López Olmedo, F. (1980): Hoja geológica num. 818 (Montealegre del Castillo). Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Segunda serie, I.G.M.E.
- Gallego, I., García de Domingo, A., López Olmedo, F. (1981a): Hoja geológica num. 870 (Pinoso). Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Segunda serie, I.G.M.E.
- Gallego, I., García de Domingo, A., López Olmedo, F. (1981b): Hoja geológica num. 845 (Yecla). Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Segunda serie, I.G.M.E.
- Gallego-Fernández, J., García-Mora, M.R., García-Novo, F. (1999). Small wetlands lost: a biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation* 26 190–199.
- GANetXL (2007). <http://www.projects.ex.ac.uk/cws/ganetxl>, last visited May 2007.
- García, A. (2006). Planificación hidrológica, planificación de conservación de la naturaleza y otros requisitos ambientales exigibles a la planificación. Capítulo del libro: *Derecho de Aguas*. FIEA (Edts). pp 609-642. Murcia.
- Gardner K, Barrows R. (1985). The impact of soil conservation investment on land prices. *Am J Agric Econ* 943-947.
- García Hernández, M.; López Garrido, A.C.; Sanz de Galdeano, C.; Vera, J.A.; Rivas, P. (1980): Mesozoic paleogeographic evolution in the External Zones of the Betic Cordillera (Spain). *Geol. Mún.*, 59, 155-168.
- Garrido, A., Llamas, M.R. (2005a). *Water policy in Spain, Resources for the Future*, Washington, D.C.
- Garrido, A. Calatrava, J. (2005b). Recent and future trends in water charging and water markets. In Garrido, A, and M.R. Llamas (Eds.). *Water policy in Spain, Resources for the Future*, Washington, D.C.

- Garrido, A., Iglesias, A. (2006). Groundwater's role in managing water scarcity in the Mediterranean Region. In: IGME (ed) abstract and proceedings of International Symposium on Groundwater Sustainability ISGWAS Alicante, Spain/24-27 January, 2006. Madrid 111-136.
- Garrote L., Flores F., Iglesias, A. (2005). Linking drought indicators to policy. The case of the Tagus basin drought plan. *Water Resources Management*. 21 (5) 873-882.
- Gedeon, D., Lessoff, S.C. (2007). Transmissivity upscaling in numerical aquifer models of steady well flow: Unconditional statistics. *Water Resour. Res.* 43 2007.
- GEOMECÁNICA y AGUAS S.A (1987). Datos de sondeos del IRYDA en el término municipal de Salinas (Alicante).
- Giupponi, C., Jakeman, A.J., Karssenber, G., Hare, M.P. (Eds.) (2006). *Sustainable Management of Water Resources: an Integrated Approach*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, pp 361.
- Goldman, F. (2001) GTA Engineering, Inc., Phoenix, AZ, personal communication.
- Griliches, Z. (1971). *Price indexes and quality change*. Cambridge (MA): Harvard University Press.
- Hajkowicz, S.A., Higgins, A. (2008). A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *European Journal of Operational Research* 184 255-265.
- Harbaugh, A.W., McDonald, M.G. (1996). *User's Documentation for MODFLOW-96, an Update to the U.S. Geological Survey Modular Finite-Difference Ground-Water Flow Model*. U.S. Geological Survey, Open-File Report 96-485.
- Harland, J. (1991). A clausal form for the completion of logic programs. In: *Assoc Logic Programming, Inst Natl Rech Informat & Automat. Logic Programming (Eds.), Proceedings Of The Eighth International Conference*. ParisBook Series: Logic Programming.
- Hayashi, K. (2000). Multicriteria analysis for agricultural resource management: A critical survey and future perspectives. *European Journal of Operational Research* 122 486–500.
- Heinz, I., Pulido-Velazquez, M., Lund, J.R., Andreu, J. (2007). Hydro-economic modeling in river basin management. *Water Resour Manage* 21 1103–1125.

- Hendrickx, J., Walker, G. (1997). Recharge from precipitation. In: Recharge of phreatic aquifers in (Semi-) arid areas. IAH, A.A. Balkema / Rotterdam / Brookfield 19 19-111.
- Henriksen, H.J., Rasmussen, P., Brandt, G., von Burow, G., Jensen, F.V. (2006). Public participation modelling using Bayesian networks in management of groundwater contamination. *Environmental Modelling & Software* 22 (8), 1101–1113.
- Henriksen, H.J., Barlebo, H.C. (2007). Reflections on the use of Bayesian networks for adaptive management. *Journal of Environmental Management*, doi:10.1016/j.jenvman.2007.05.009.
- Herath, G. (2004). Incorporating community objectives in improved wetland management: The use of the analytic hierarchy process. *J. Environ. Manage.*, 70 (3) 263-273.
- Hernández-Mora, N., Martínez Cortina, L., Fornés, J. (2003). Intensive Groundwater Use in Spain. En: MR Llamas y E Custodio (eds.), *Intensive Use of Groundwater. Challenges and opportunities*. Balkema Publishers. Lisse, the Netherlands 387-414.
- Hippel, K.H. (1992). Multiple objective decision making in water resources. *Water Resources Bulletin* 28 3-10.
- Hirata R., Stimson, J., Varnier, C. (2006). Urban hydrogeology in developing countries: A foreseeable crisis. In: IGME (ed) abstract and proceedings of International Symposium on Groundwater Sustainability ISGWAS Alicante, Spain/24-27 January, 2006. Madrid 71-78
- Hobbs, B. F., Meier, P. (2000). *Energy decisions and the environment: A guide to the use of multicriteria methods*. Kluwer Academic Publishers, Boston, Dordrecht, London, 257.
- Holling, C. S. (ed.) (1978). *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Chichester: Wiley.
- Hostmann, M., Borsuk, M.; Reichert, P., Truffer, B. (2005). Stakeholder values in decision support for river rehabilitation. *Large rivers* 15 (1-4) 491-505.
- Humphreys, W.F. (2009). Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other? *Hydrogeology Journal* 17 5–21.
- Ichbiah, J., 1984. ADA - Past, present, future - an interview with Ichbiah, Jean, The principal designer of Ada. *Communications of the ACM* 27 (10) 990-997.
- Iglesias, A., Moneo, M., Garrote, L., Flores, F. (2005a). Drought and water scarcity: current and future vulnerability and risk. In: Garrido, A. and M.R. Llamas, eds. *Issues in Water Resource Policy, Resources for the Future*, Washington, DC.

- Iglesias, A., Moneo, M. (eds) (2005b). Drought preparedness and mitigation in the Mediterranean: Analysis of the Organizations and Institutions. Opions Méditerranéennes, CIHEAM, Centre international de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes, Paris. 2005.
- IGME (1976). Hidrogeología del cretáceo superior en la comarca Cieza-Jumilla-Villena. IGME-ADARO (Eds). Madrid
- IGME (1979a). Perímetro de protección de las aguas subterráneas del sistema acuífero Ascoy-Sopalmo. Murcia.
- IGME (1979b). Estudio hidrogeológico del sistema acuífero Jumilla-Villena. Murcia
- IGME (1980). Informe al proyecto de Real Decreto del Ministerio de Agricultura por el que se aprueba el plan general de transformación de la zona regable con aguas subterráneas de “El Serral de Yecla” (Murcia).
- IGME (1982a). Estudio hidrogeológico del sistema acuífero Carche-Salinas. Posibilidades de captación de aguas para usos agrícolas en la cañada del Trigo (Jumilla).
- IGME (1982b). Estudio hidrogeológico del sistema acuífero Ascoy-Sopalmo, explotación en 1.981 y recomendaciones para su gestión. Madrid.
- IGME (1982c). Informe sobre los sondeos en explotación de las sociedades agrarias de transformación la serrana 13.743 y los albares nº 767 ubicados en el sistema acuífero Ascoy-Sopalmo. Murcia.
- IGME (1983). Informe del sondeo “Paredón II” para abastecimiento público a Pinoso (Alicante).
- IGME (1985). Estudio hidrogeológico de la sierra del Carche.
- IGME (1986). Actualización del inventario de puntos de agua y explotación en el sistema acuífero de Jumilla-Villena. Madrid
- IGME (1988a). Actualización del inventario de puntos de agua y explotación en el sistema acuífero de Carché-Salinas.
- IGME (1988b). Propuesta de una campaña de geofísica (S.E.V.) en el sistema acuífero de Carche-Salinas.
- IGME (1988c). Trabajos para la elaboración de normas de explotación en el sistema acuífero sobreexplotado de Ascoy-Sopalmo. Murcia.
- IGME (1988d). Propuesta de una campaña de geofísica (s.e.v.) en el sistema acuífero de Ascoy-Sopalmo. Murcia.
- (IGME, 1988e). Propuesta de una campaña de geofísica (S.E.V) en el sistema acuífero Jumilla-Villena. Murcia

- IGME (1989a). Informe técnico para la declaración provisional de acuífero sobreexplotado relativa al sistema acuífero Carche-Salinas.
- IGME (1989b). Bombeo de ensayo en el sondeo 2634-70027, dentro del acuífero de Ascoy-Sopalmo-Carche. Murcia.
- IGME (1990a). Análisis de los aprovechamientos de aguas subterráneas en la unidad Ascoy-Sopalmo del sistema prebético de Murcia
- IGME (1990b). Trabajos de apoyo al modelo matemático de flujo del acuífero Ascoy-Sopalmo (Murcia).
- IGME (1991a). Investigación geoelectrica de las sierras del Carche y Sopalmo.
- IGME (1991b). Estado actual del modelo matemático del acuífero de Ascoy-Sopalmo
- IGME (1992). Campaña de geofísica eléctrica (s.e.v.) y electromagnética (s.e.m.) en la zona de Ascoy-Sopalmo.
- IGME (2001). Las aguas subterráneas. Un recurso natural del subsuelo. IGME y Fundación Marcelino Botín (Eds). Madrid
- IGME (2002). Estimación de los consumos de agua para usos agrícola y urbano en el Alto Vinalopó.
- IGME-DPA (2003). Aplicación de un modelo matemático para simular la evolución de los recursos hídricos en el acuífero Serral-Salinas ante diferentes alternativas de Gestión.
- IGME-DPA (2006). Estudio del funcionamiento hidrogeológico y elaboración de un modelo numérico de flujo subterráneo en los acuíferos carbonatados de Solana y Jumilla-Villena. Madrid
- IGME-DPA (2008). Estudio de funcionamiento y aplicación de modelos numéricos en acuíferos carbonatados explotados intensivamente: Serral-Salinas (Murcia-Alicante).
- INE (2007). Contabilidad regional de España. Disponible en: <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft35%2Fp010&file=inebase&L=0>.
- International Association of Hydrogeologists (IAH) (2003). Valencia Declaration of the Symposium on Intensive Use of Groundwater (SINEX). Disponible en <http://www.iah.org/news/2003/031.html>. Consultado el día 6-2-2005.
- International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS). Alicante, Spain, January 24-27, 2006
- ITGE (1983). Sector oriental del Prebético (Alicante y Norte de Murcia). Sucesión cretácico-terciaria de la Sierra del Carche.

- ITGE (1983). Sector oriental del Prebético (Alicante y Norte de Murcia) Diapiro de Pinoso.
- ITGE (1992). Campaña de Geofísica electromagnética (S.E.M.) en el área de Carche-Salinas, Jumilla-Villena, etc.
- ITGE (1993). Estudio de las reservas de los embalses subterráneos de la unidad del prebético de Murcia.
- ITGE (1994). Estudio de las reservas de los embalses subterráneos de la unidad del prebético de Murcia.
- Kauffman, R.K., Cleveland, C.J. (1995). Measuring sustainability: needed an interdisciplinary approach to an interdisciplinary concept. *Ecological Economics* 15 109-112.
- Kay, A. (1975). *The Early History of Smalltalk*. Assoc Computing Machinery, NY.
- Kenter, J.A.M., Reyner, J.J.G., Straaten, H.C. van der; Peper, T. (1990): Facies patterns and subsidence history of the Jumilla-Cieza-Region (Southeastern Spain). *Sedim. Geol.*, 67, 263-280.
- King, D.A., Sinden, J.A. (1988). Influence of soil conservation on farm land values. *Land Econ* 64 (3) 242-255.
- Kinzelbach, W. et al., (2002). A Survey of Methods for Analysing Groundwater Recharge in Arid and Semi-Arid Regions, Division of Early Warning and Assessment. United Nations Environmental Programm. UNEP/DEWA/RS.02-2.
- Kjærulff, U. (2004). Working with Object-Oriented Bayesian Network. Hugin Tutorials. Available at <http://developer.hugin.com/tutorials/OOBN/> (Date: November 2nd 2008).
- Knoppers, R., van Hulst, W. (1995). *De Keerzijde van de Dam*. Jan van Arkel. Utrecht, The Netherlands, 142 pp.
- Koller, D., Pfeffer, A. (1997). Object-oriented Bayesian networks. In: *Proceedings of the Thirteenth Annual Conference on Uncertainty in Artificial Intelligence (UAI-97)*, Providence, Rhode Island.
- Koundouri, P. (2005). Three approaches to measuring natural resource scarcity: theory and application to groundwater. Ph.D. Dissertation, Department of Economics, University of Cambridge, UK.
- Lahdelma, R., Salminen, P., Hokkanen, J. (2000). Using multicriteria methods in environmental planning and management. *Environ. Manage.* 26 (6) 595-605.
- Lancaster, K. (1966). A new approach to consumer theory. *J Polit Econ* 84132-57.
- Llamas, M. R. (2004). Uso intensivo del agua subterránea y conflictos sociales en España. Comunicación presentada en el congreso "Groundwater Flow Understanding: From

- Local to Regional Scales", XXXIII IAH Congress (International Association of Hydrogeologists) y 7º congreso ALHSUD (Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo). 11 –15 de Octubre, 2004, Zacatecas, México.
- Llamas, M.R., Martínez-Santos, P., De la Hera, A. (2006). Dimensions of sustainability in regard to groundwater resources: an overview. Inaugural Lecture In: IGME (ed) abstract and proceedings of International Symposium on Groundwater Sustainability ISGWAS Alicante, Spain/24-27 January, 2006. Madrid.
- Lerner, D.N., Issar, A.S. and Simmers, I. (1990). Groundwater recharge. A guide to understanding and estimating natural recharge. International contributions to hydrogeology. Vol 8. IAH, Heise, Hannover 345 pp.
- Ley 21/1971, de 19 de junio, sobre el aprovechamiento conjunto Tajo-Segura. (BOE 148, 22 de junio 1971).
- Ley 52/1980, de 16 de octubre, de Regulación del Régimen Económico de la explotación del acueducto Tajo-Segura. (BOE 256, 24 de octubre 1980).
- Ley 29/1985, de 2 de agosto de aguas. (BOE 189 de 8-08-1985).
- Ley 13/1987, de 17 de julio, sobre derivación de volúmenes de agua a través del acueducto Tajo-Segura
- Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. BOE nº 161 (06-07-2001).
- Lin, Y.C., Medina, J., Miguel, A.. (2003). Incorporating transient storage in conjunctive stream-aquifer modeling *Advances in Water Resources* 26 1001-1020.
- Lloyd, N. (2007). Iberia Nature. A guide to the natural history of Spain. Available at: http://www.iberianature.com/material/Lakes_Wetlands_Spain.html.
- Loomis, R.S., Connor. D.J. (1992). *Crop Ecology. Productivity and management in agricultural systems.* pp. 538. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Loucks, D.P., Stedinger, J.R., Haith, D.A., 1981. *Water Resource Systems Planning and Analysis.* Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ.
- Loucks, D.P. (1995). Developing and implementing decision support systems: a critique and a challenge. *Water Resour Bull* 31(4)571–582.
- Loukas, A., Mylopoulos, N., Vasiliades, L. (2007). A modeling system for the evaluation of water resources management strategies. In Thessaly, Greece *Water Resour Manage* 21 1673-1702.
- López-Gunn, E., Llamas, M.R. (2000). New and old paradigms in Spain's water policy. *Water Security in the Third Millennium: Mediterranean Countries Towards a Regional Vision.* UNESCO U. S. F. P. Series 9 271–293.

- López-Gunn, E., Martínez-Cortina, L. (2006). "Is self-regulation a myths Case Study on Spanish Groundwater Association and the role of higher level authorities" *Hydrogeology Journal*, Theme Issue.
- MacQuarrie, K.T.B., Sudicky, E.A. (2001). "Multi-component simulation of wastewater - derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers I. Model formulation and performance." *Journal of Contaminant Hydrology* 47 53-84.
- Mariño, M.A., Simonovic, S.P. (2001). *Integrated Water Resource Management*. International Association of Hydrological Sciences, Wallingford.
- Markandya, A., Harou, P., Bellu, L., Cistulli, V. (2002). *Environmental economics for sustainable growth: a handbook for practitioners*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Martín, J. (1992). *Las plataformas carbonatadas del cretácico superior de la margen bética (Altiplano de Jumilla - Yecla, Murcia)*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Martin, A., Cardelli, L. (1996). *A Theory of Objects*. Springer-Verlag.
- Martín-Chivelet, J. (1988): *El Cretácico medio y superior de las Sierras del Cuchillo y de las Moratillas (Provincias de Murcia y Albacete)*. Tesis de Licenciatura, Universidad Complutense, i3OSp.
- Martín-Chivelet, J. (1990a): *El Cretácico Superior del Prebético Externo en el Norte de Yecla (Murcia)*. *Estudios Geol.*, 46, 111-121.
- Martín-Chivelet, J. (1990b): *La transgresion del Cenomaniense superior en el Prebético*. *Geogaceta*, 8, 86-88
- Martín de Santa Olalla, F., De Juan Valero, A. (2001). *El uso del agua en una agricultura sostenible*. En: F. Martín de Santa Olalla (coord.). *Agricultura y Desertificación*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Martín de Santa Olalla, F., Calera, A., Domínguez, A. (2003). *Monitoring irrigation water use by combinig irrigation advisory service, and remotely data with a geographic information system*. *Agr. Water Manage.* 61 111-124.
- Martínez-Cortina, L., Cruces, J. (2005). *The analysis of the intensive use of groundwater in the Upper Guadiana basin, central Spain by using a numerical model*. In: Sauquillo, A., Capilla, J., Martinez-Cortina, L., Sanchez- Villa, X. (Eds.), *Groundwater Intensive use*. Balkema Publishers, Leiden. The Netherlands 285-294.
- Martínez-Santos, P., Castaño, S., Santisteban, J.I., Martínez-Alfaro, P.E., Mediavilla, R., López-Pamo, E. (2004). *Tendencias climáticas durante el último siglo (1904e2002) en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, Ciudad Real*. *Geotemas* 6 129-132.
- Martínez-Santos, P. (2007). *Hacia la gestión adaptable del acuífero de la Mancha Occidental: Desarrollo de un modelo digital de flujo y elaboración participativa de escenarios futuros de gestión del agua*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

- Martínez-Santos, P., Llamas, M.R, Martínez-Alfaro, P.E. (2008). Vulnerability assessment of groundwater resources: A modelling-based approach to the Mancha Occidental aquifer, Spain. *Environmental Modelling & Software* 23 1145-1162.
- Marttunen, M., Suomalainen, M. (2005). Participatory and multi objective development of water course regulationcreation of regulation alternatives from stakeholders' preferences. *J. MultiCri. Dec. Anal* 13 (1) 29-49.
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1988) A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. *Techniques Water Res Invest US Geol Survey, Book 6, Chapter A1.*
- Meinzen, R. (1996). Mercados de Agua Subterránea en el Pakistán: Participación y Productividad. Informe de Investigaciones No. 105 del Internacional Food Policy Research Institute (IFPRI)
- Mende, A., Astorga, A., Neumann D. (2006). Strategy for groundwater management in developing countries: A case study in northern Costa Rica. *Journal of Hydology* 2006.10.016
- Ministerio de Industria y Energía e IGME (1985). Informe final de los trabajos de perforación del sondeo "Paredón II" para abastecimiento de agua a Pinoso (Alicante).
- Ministerio de Industria y Energía (MINER), Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente (1994). Libro blanco de las aguas subterráneas. Centro de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (Eds).
- Ministerio Medio Ambiente, Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas (1997). Catálogo de acuíferos con problemas de sobreexplotación o salinización.
- Ministerio de Medio Ambiente (1998). Libro Blanco del Agua.
- Ministerio de Medio Ambiente (2003): Valoración del Coste de Uso del Agua Subterránea en España. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente (2005): "Estudio inicial para la identificación y caracterización de las Masas de Agua Subterránea de las Cuencas Intercomunitarias" (MMA, 2005).
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). Precios y Costes de los Servicios de Agua en España. Madrid.
- Miranowski, J.A., Hammes, D.B. (1984). Implicit prices of soil characteristics for farmland of Iowa. *Am J Agric Econ* 66(5) 645-9.
- Molina, J.L., García-Aróstegui, J.L., Aragón, R., Benavente, J. (2006). Uso intensivo del agua subterránea en el sureste español (acuífero Serral-Salinas, Murcia-Alicante). En: V Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Faro (Portugal). (Tomo y páginas pendiente de celebración Dic/06).

- Molina, J.L., García Aróstegui, J.L. (2006). “Explotación intensiva de acuíferos y sus impactos: caso de estudio del Serral-Salinas (Murcia-Alicante)”. Boletín Geológico y Minero, 117 (especial, número monográfico: Investigación joven en Ciencias de la Tierra), 597-599. ISSN: 0366-0176. NIPO: 0657-06-001-2.
- Molina, J. L., García Aróstegui, J. L. (2007). “Identificación preliminar de impactos del uso intensivo del agua subterránea en el sureste español:Acuífero Serral-Salinas (Murcia-Alicante)”. En Monográfico del Boletín Geológico y Minero sobre la II Semana de Jóvenes Investigadores del IGME, 2007.
- Molina J L, García Aróstegui J L, Aragón Rueda R, Rodríguez Hernández L y Hornero Díaz J. (2008). “Explotación de reservas de agua en el sureste español: acuífero Serral-Salinas (Murcia-Alicante)”. IX Simposio de Hidrogeología. Elche (Alicante). AEHS. Colección Hidrogeología y Recursos Hidráulicos.
- Molina, J.L., Bromley, J., García-Aróstegui, J.L., Sullivan, C., Benavente, J. (Enviado). Application of Object-Oriented Bayesian networks to Integrated Water Resources Management: Theoretical background. Paper submitted to Water & Environment journal.
- Molina, J. L., García Aróstegui, J. L. (2008). Análisis integrado de la explotación intensiva de acuíferos en regiones semiáridas: caso del Altiplano (Murcia, España). III Semana de Jóvenes investigadores del IGME. A publicar en un número monográfico del Boletín Geológico y Minero IGME.
- Molina, J.L., García-Aróstegui, J.L., Benavente, J., Varela, C., De la Hera, A., Lopez-Geta, J.A. (en prensa). Aquifers overexploitation in SE Spain: a proposal for the integrated analysis of water management. Water Resources Management.
- Molina, J.L, García Aróstegui, J. L., Benavente, J., Varela, C., De la Hera, A., López-Geta, J.A (2009). Aquifers Overexploitation in SE Spain: A Proposal for the Integrated Analysis of Water Management. Water Resour Manage DOI 10.1007/s11269-009-9406-5.
- MOPU (1994). Normas de explotación de unidades hidrogeológicas de la cuenca del Vinalopó y zonas adyacentes de alicante.
- Mukherjee, A., Sengupta M.K., M. Hossain, A., Ahamed, S., Das, B., Kayak, B., Lodh, D., Rahman, M.M., Chakraborti, D. (2006). Arsenic Contamination in Groundwater: A Global Perspective with Emphasis on the Asian Scenario. J Health Popul Nutr (2)142-163.
- Navarro, A., Fernández-Uría, A., Doblas, J. G. (1989). Las aguas subterráneas en España. Estudio de síntesis. Instituto Tecnológico y Geominero de España, Madrid, 591 pp.
- Ossan, A. (1906): Uber einige Alkaligesteine aus Spanien. Fesr. H. Roshembush., 263-3 10.
- Paleologos, E.K. (2008). The Lost Value of Groundwater and its Influence on Environmental Decision Making. Risk Analysis 28 939-950.

- Palmer, R.N. (1999). Modelling water resources opportunities, challenges, and trade-offs: the use of shared vision modelling for negotiation and conflict resolution. In: ASCE (ed) Proceedings of the 26th annual conference on water resources planning and management. ASCE, Tempe.
- Pearce F. (1992). *The Dammed*. Bodley Head, London, 276 pp.
- Perez, E. (2006). Funciones y organización de la Administración Hidráulica. Capítulo del libro: Derecho de Aguas. FIEA (Edts). 457-484. Murcia.
- Peters, S., Burket, L. (2008). The occurrence and geochemistry of arsenic in groundwaters of the Newark basin of Pennsylvania. *Applied Geochemistry* 23 85-98.
- PIAS (1978). Plan de investigación de las aguas subterráneas. Madrid.
- Pohekar, S.D., Ramachandran, M. (2004). Application of multicriteria decision making to sustainable energy planning, A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 8 365-381.
- Prato, T., Fulcher, C. (1998). Protecting soil and water resources through multiobjective decision making. In: El-Swaify SA, Yakowitz DS (eds) Proceedings of the first international conference on Multiple Objective Decision Support Systems (MODSS) for land, water and environmental management. Lewis, New York 385-394.
- Prats, D., Melgarejo, J. (2006). Desalación y reutilización de aguas. Situación en la provincia de Alicante. COEPA, Alicante.
- Prommer, H., Barry, D.A., Davis, G.B. (2002). Modelling of physical and reactive processes during biodegradation of a hydrocarbon plume under transient groundwater flow conditions. *J. Cont. Hydrol.* 59 113-131.
- Pulido, M.A. (2003). Optimización de la gestión del uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas en un sistema de recursos hídricos. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.
- Ramsar, (2000). Valores y funciones de los humedales. Convención Ramsar sobre los humedales. [On line] http://www.ramsar.org/values_groundwater_s.htm. Consulta 26 de marzo de 2004.
- Reimold, R.J. (1998). *Watershed Management Practice, Policies, and Coordination*, McGraw-Hill, New York Shafer G (1976). *A Mathematical Theory of Evidence*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA
- Real Decreto 849/1986, de 11 de abril por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley

- 29/1985, de 2 de agosto, de aguas. Boletín Oficial del Estado, 103 de 30-04-1986. Madrid, España.
- Real Decreto 2530/1985 de 27 de diciembre sobre Régimen de explotación y distribución de funciones en la gestión técnica y económica del acueducto Tajo-Segura.
- Real Decreto-Ley 6/1990, de 28 de diciembre por el que se establece el régimen de derivación de aguas con destino al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Este R.D-L se prorroga en el R.D-L 5/1993.
- Real Decreto-ley 8/1995, de 4 de agosto, por el que se adoptan medidas urgentes de mejora del aprovechamiento del trasvase Tajo-Segura.
- Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de cuenca.
- Real Decreto-ley 2/2004, de 18 de junio, por el que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.
- Reglamento del Dominio Público Hidráulico. Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.
- Refsgaard, J.C., Storm, B. (1995). MIKE SHE Computer models of watershed hydrology. DHY, Hørsholm.
- Refsgaard, J.C., Van Der Sluijs, J.P., Hojberg, A.L., Vanrolleghem, P.A. (2007). Uncertainty in the environmental modelling process: a framework and guidance. *Environmental Modelling & Software* 11 1543-1556.
- Rico, M., Gomez-Limón, J.A. (2005). *Revista española de estudios agrosociales y pesqueros*. 206 33-62.
- Rivett, M.O., Petts, J., Butler, B., Martin, I. (2002). Remediation of contaminated land and groundwater: experience in England and Wales. *Journal of Environmental Management* 65 251-268.
- Rodríguez Estrella, T. (1977a): Síntesis geológica del Prebético de la Provincia de Alicante. 1: Estratigrafía. *Bol. Geol. y Minero*, T. LXXXVIII-III, 183-214.
- Rodríguez Estrella, T. (1979): Geología e hidrogeología del Sector Alcaraz-Liétor- Yesre (Provincia de Albacete). Síntesis geológica de la Zona Prebética. I.G.M.E., Col. Memoria, t. 97, 2 vol.
- Rosenberg, R.S. (1967). Simulation of genetic populations with biochemical properties, Ph.D. Dissertation, University of Michigan.
- Roy, B. (1996). *Multicriteria methodology for decision aiding*. Kluwer Academic Publishers, Boston, Dordrecht, London.

- Salman, M.A. (ed.) (1999). Groundwater: Legal and Policy Perspectives. World Bank Technical Paper 456 Washington D.C., USA.
- Samper, J., Huguet, L., Ares, J., García Vera, M.A. (1999). Manual del usuario del programa VISUAL BALAN v.1.0: Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga. Publicación Técnica de ENRESA nº 5/99, Madrid. 205 pp.
- Samper, J., García Vera, M.A. (2004). En: VIII Simposio de Hidrogeología, Zaragoza, XXVI, 595-604.
- Sánchez-Quispe, S.T., Andreu J., Solera, A. (2001). Gestión de recursos hídricos con decisiones basadas en estimación del riesgo. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, Spain.
- Sandoval, R. (2004). A participatory approach to integrated aquifer management: The case of Guanajuato State, Mexico. Hydrogeology Journal. 12 6-13.
- Sastre, M. (2006). Sistema concesional de derechos de agua y su aprovechamiento. Capítulo del libro: Derecho de Aguas. FIEA (Edts) 327-336. Murcia.
- Sapher, G. (1976). A mathematical theory of evidence. Princeton University Press, Princeton.
- Scanlon, B.R., Cook, P.G. (2002a). Theme issue on groundwater recharge. Hydrogeol J 10 3–4.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G. (2002b). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. Hydrogeol J 10 18–39.
- Schaffer, J. (1985). Multiobjective Optimization with Vector Evaluated Genetic Algorithms. First International Conference on Genetic Algorithms 93-100.
- Scibek, J., Allen, D.M. (2006). Comparing modelled responses of two high-permeability, unconfined aquifers to predicted climate change. Global and Planetary Change 50 50-62.
- Sinclair, M. (2001). Environmental Water Requirements of Groundwater Dependent Ecosystems. Environmental Flows Initiative Technical Report Number 2, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Solanes, M., González-Villarreal, F. (1996). Los Principios de Dublin Reflejados en una Evaluación Comparativa de Ordenamientos Institucionales y Legales para una Gestión Integrada del Agua. GWP (Edts).
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.) (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA.

- Sophocleous, M (2002). Interactions between groundwater and surface water : the state of the science. *Hydrogeology Journal*. 10 52–67.
- Steenbergen, F. (2006). Promoting local management in groundwater. *Hydrogeology Journal*. 14 380–391.
- Stevens, L. (1984). Artificial intelligence. The search for the perfect machine. Hayden Book Company, New York.
- Stroustrup, B. (1986). An overview of C++. *SIGPLAN NOTICES* 21 (10) 7–18.
- Torres, T. y Sánchez, A. (1990): Espesores de las Facies Keuper en la Rama Castellana de la Cordillera Ibérica y en el Dominio Prebético. En: Formaciones evaporíticas de la Cuenca del Ebro y cadenas periféricas y de la zona de Levante. Nuevas aportaciones y guía de superficie F. Ortí; J.M. Salvany (eds.), ENRESA-GPPG, Barcelona, 1990, 212-219.
- UNDP (1977). Report of the United Nations Water Conference. Mar de Plata. United Nations New York USA.
- UNDP (1992). Agenda 21 Chapter 18 protection of the quality and supply of freshwater resources; application of integrated approaches to the development, management and use of water resources. United Nation Conference on Environment and Development. UNDP New York, Rio de Janeiro.
- UNESCO (2002). Acuíferos explotados intensivamente. Conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias.
- UNESCO (2004). Groundwater resources of the world and their use. Zekster, I. and Everett, L. (Edts.).
- UNESCO (2006). Non-renewable groundwater resources. A guidebook on socially-sustainable management for water policy makers. Foster, S., Loucks, P. (Eds).
- UNESCO (2008). Boletín de noticias bimensual del Portal del Agua de la UNESCO N° 206: Salinización y desalinización. Disponible en http://www.unesco.org/water/news/newsletter/206_es.shtml#know.
- Van den Belt, M., Videira, N., Antunes, P., Santos, R., Gamito, S. (2000). Mediated Modeling in Ria Formosa, Portugal. Fundacao do Mar e Fundacao Luso-Americana para o Desenvolvimento, Lisboa.
- Van den Belt, M. (2004). Mediated Modeling. A System Dynamics Approach to Environmental Consensus Building. Island Press, Washington.
- Van Rossum, G., de Boer, J. (1991). Linking a stub generator (AIL) to a prototyping language (Python). In: EurOpen Conference Proceedings, Tromso, Norway.
- Vera, J.A. (1986): Las zonas externas de las Cordilleras Béticas. En: Libro Jubilar J.M. Rios. I.G.M.E. Tomo II, 218-237.

- Vera, J.A.; Riba, O.; Reguant, S.; et al., (1989): Glosario de términos relacionados con el análisis de cuencas. *Rev. Soc. Geol. España*, 2, 381-401.
- Vera, J.A. (Edit) (2004). *Geología de España*. (Editor J. Vera) SGE-IGME, Madrid.
- Videira, N., Antunes, P., Santos, R., Gamito, S. (2003). Participatory modelling in environmental decision-making: the ria Formosa natural park case study. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 5 3 421–447.
- Vives, R. (2003). Economic and social profitability of water use for irrigation in Andalusia, Spain. *Water International*, 28(3) 313-321.
- Voinov, A., Brown, E.J. (2008). Lessons for successful participatory watershed modeling: a perspective from modelling practitioners. *Ecological Modelling* 216 2, 24 197–207.
- Vrba, J., Zaporozec, A. (1994). “Guidebook on mapping groundwater Vulnerability”. *International Association of hydrogeologists* 16.
- Vrba, J. (2003). “The Impact of Intensive Groundwater Use on Groundwater Quality”, in *Intensive Use of groundwater*, Llamas and Custodio (Edts.) 113-121.
- Vrba, J., Hirata, R., Girman, J. (2006). Groundwater resources sustainability indicators. In: IGME (ed) *Abstract and proceedings of International Symposium on Groundwater Sustainability ISGWAS Alicante, Spain/24-27 January, 2006*. IGME Madrid 2006.
- Walker, G.R. (1998). Using soil water tracers to estimate recharge. Part 7 of the basics of recharge and discharge. Series Editors Lu Zhang y Glen Walker. CSIRO publishing Australia. 28 pp.
- Walters, Carl (1986). *Adaptive Management of Renewable Resources*. New York: Macmillan.
- Warner, J. (2006). More sustainable Participation? Multi-Stakeholder Platforms for Integrated Resource Management. *International Journal for Water Resources Development*. 22(1) 15-35.
- Warner, J. (2007). *Multi-Stakeholders Platforms for Integrated Water Management*. Ashgate Publishing (Edts.).
- Westerhoff, P., Pinney, M. (2000). “Dissolved organic carbon transformations during laboratory-scale groundwater recharge using lagoon-treated wastewater.” *Waste Management* 20 75-83.
- Wilson, E.M. (1999). Preparing for the 21st Century, 26th Annual Water Resources Planning and Management Conference of ASCE, 6e9 June, Tempe, AZ, USA.
- Wirth, N., Hoare, C. (1966). *A Contribution to Development of ALGOL*. Assoc Computing Machinery, NY.
- Wirth, N. (1993). Recollections about the development of Pascal. *SIGPLAN NOTICES* 28 (3) 333-342.

-
- Wirth, N. (2006). Good ideas, through the looking glass. *IEEE Computer Society* 39 (1) 28–39.
- WMO (1992) Development issues for the 21st century. 26-31 January. The Dublin Statement and report of the International Conference on Water and the Environment. WMO Geneva Switzerland. Hydrology and Water Resources Department Dublin.
- World Bank, (1993). *Water Resources Management: a World Bank Policy Paper*. Washington, DC, USA.
- World Bank, (2006). *Gestión sustentable del Agua Subterránea. Conceptos y Herramientas*.
- World Commission on Environment and Development (1987). *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.
- WRI (World Resources Institute) (2004). Available at <http://earthtrends.wri.org/datatables/index.cfm>.
- Yaron, B., Calvet, R., Prost, R. (1996). *Soil pollution, processes and dynamics*. Springer. Berlin 1-313.
- Yurdusev, M.A. (2002). *Environmental Impacts for Water Resources Planning*. WIT Press, Southampton, UK.
- Zhang, L., Wang, J., Huang, J., Rozelle, S. (2007). Development of Groundwater Markets in China: A Glimpse into Progress to Date. *World Development* 36 (4) 706-726.