



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**Posgrado en Ciencias de la Tierra
Instituto de Geología**

**Análisis de requerimientos para un Sistema de Soporte de
Decisiones para la gestión integrada de agua subterránea:
Estudio de caso Valle de San Luis Potosí**

Tesis para obtener el grado de Maestra
en Ciencias de la Tierra (Agua Subterránea)

Presentada por

Stefanie Kralisch

Tutor:

Dr. Oscar Escolero Fuentes (Instituto de Geología, UNAM)

Sinodales:

Dr. Leif Wolf

(Institut fuer Angewandte Geowissenschaften, TH Karlsruhe)

Dra. Eloisa Dominguez Mariani

(Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEM)

Dra. Christina Siebe Grabach

(Instituto de Geología, UNAM)

Dr. Marcos Adrian Ortega Guerrero

(Centro de Geociencias, UNAM Campo Juriquilla)



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

Agradezco en primera instancia a la Dirección de Posgrado de la UNAM la beca otorgada, que me permitió la estancia y el desarrollo profesional en esta casa de estudios.

Gracias también al Instituto de Geología y Posgrado en Ciencias de la Tierra por el apoyo académico y administrativo para realizar mi maestría y trabajo de tesis.

De las muchas personas que me apoyaron en el camino quiero dar gracias en especial a mi tutor Dr. Oscar Escolero, cuyo apoyo constante me permitió realizar este trabajo; y quien me brindó orientación y paciencia. Gracias por compartir y discutir tus experiencias y puntos de vistas y por los muchos aprendizajes en la realización de este trabajo y en otros proyectos.

Gracias a mis Sinodales por la revisión de este trabajo y los comentarios recibidos. Agradezco en especial a las Dras. Christina Siebe y Eloisa Dominguez las discusiones y la función guía en mi Comité Tutorial. Gracias al Dr. Leif Wolf por su apoyo desde lejos y su hospitalidad en Karlsruhe, y en especial por compartir su expertise e ideas en cuanto al tema de la gestión del agua urbana y los SSD.

Este proyecto no se hubiera podido encaminar sin la disposición de los actores locales en la gestión de agua en San Luis Potosí. Quiero agradecer en especial al COTAS por la prestación de su apoyo e instalaciones. Gracias también a la Dirección Local de la CONAGUA, la Comisión Estatal de Agua, el INTERAPAS y nuevamente el COTAS por compartir sus datos, aportar su experiencia y compartir sus visiones sobre el problema de la gestión del acuífero.

Agradezco a todos mis compañeros su apoyo, la agradable convivencia y el aprendizaje mutuo.

Estoy muy agradecida en especial con Sandra Martínez y Eloisa Dominguez, amigas y supervisoras a la vez, que me guiaron con su experiencia y convirtieron las visitas de campo en experiencias muy agradables.

Besonderer Dank natuerlich meiner Familie, die mir die Freiheit und den Rueckhalt gibt um mich zu verwirklichen, fuer euer Verstaendnis, Geduld, Liebe, Unterstuetzung, Flugbereitschaft und Abenteuerlust und fuer mein zu Hause.

TABLA DE CONTENIDO

Tabla de Contenido	ii
Acrónimos	iv
Índice de Figuras	v
Índice de Tablas	vi
Resumen	vii
Abstract	viii
1 Introducción	1
1.1 Antecedentes y Justificación	1
1.2 Hipótesis	5
1.3 Objetivos	5
2 Marco Teórico de los Sistemas de Soporte de Decisiones	6
2.1 El Proceso de Toma de Decisiones	6
2.2 Decisiones en la Gestión de Recursos Naturales	7
2.3 Sistemas de Soporte de Decisiones	8
2.4 Análisis Multi-Criterio	10
2.5 Marco Teórico-Metodológico	12
3 Metodología y Alcance	14
4 Análisis del estudio de caso Valle de San Luis Potosí	17
4.1 Descripción física	17
4.2 Población y crecimiento	20
4.3 Aspectos Económicos	22
4.4 Recursos de Agua Subterránea – Modelo Conceptual del Sistema Acuífero	26
4.5 Otros Recursos Hídricos	33
4.6 Una perspectiva histórica de la degradación de los recursos	38
4.7 Uso del Agua	40
4.8 Efectos de la extracción intensiva	45
4.9 Marco Jurídico	48
4.10 Marco Institucional	52
4.11 Síntesis de la Problemática	57
4.12 Discusión de las soluciones propuestas	58
5 Revisión de aplicaciones prácticas de SSD para gestión de agua	64
5.1 Resultados	64
5.2 Preguntas claves en el diseño de un SSD	70
5.3 Problemas en la Aplicabilidad	75
6 Resultados de la Extracción e Ingeniería de Requerimientos	77
6.1 Definición del Problema	77

6.2	Tipos de Usuarios y Marco de Decisión	77
6.3	Requerimientos generales no-funcionales	78
6.4	Componentes y Límites del Sistema	78
6.5	Lista preliminar de medidas para el desarrollo de escenarios de gestión	79
6.6	Requerimientos funcionales y componentes del SSD	82
7	Diseño Preliminar del SSD	84
7.1	Estructura de la Interfaz y Generador de Escenarios	84
7.2	Modelo del Acuífero	87
7.3	Manejo de Datos Geográficos	89
7.4	Discretización temporal y espacial	90
7.5	Componente de Análisis Multi-criterio (AMC)	90
7.6	Módulos	91
8	Discusión	107
8.1	Usabilidad	108
8.2	Comprensibilidad y Transparencia	108
8.3	Transferibilidad	108
8.4	Ventajas del Análisis Multi-Criterio vs. Optimización Multi-objetivo	111
8.5	Ventajas del enfoque de coeficientes	112
8.6	Modflow como herramienta de gestión	113
8.7	Limitaciones	113
9	Conclusiones	117
9.1	Conclusiones del Estudio de Caso	117
9.2	Conclusiones de la Revisión bibliográfica	118
9.3	Conclusiones del Análisis de Requerimientos y Diseño	118
9.4	Desarrollo Futuro	119
	Referencias	120
	Anexo A – Algoritmos de Análisis Multicriterio	128
	Anexo B – Entrevistas	133
	Anexo C – Tablas de resultados de la revisión	135
	Anexo D – Propuesta para calcular un balance mensual de agua en presas	139

Acrónimos

AHP	–	Proceso Analítico Jerárquico
AMC	–	Análisis Multi-Criterio
CEA	–	Comisión Estatal de Agua
CFE	–	Comisión Federal de Electricidad
COLSAN	–	Colegio de San Luis
COTAS	–	Comité Técnico de Agua Subterránea
CSIRO	–	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation
GIAU	–	Gestión Integrada de Agua Urbana
GIRH	–	Gestión Integrada de Recursos Hídricos
GUI	–	Interfaz gráfico de Usuario
INE	–	Instituto Nacional de Ecología
INTERAPAS	–	Organismo Intermunicipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
IR	–	Ingeniería de Requerimientos
LAN	–	Ley de Aguas Nacionales
MADM	–	Multiple Attribute Decision Making
MAVT	–	Teoría Multi-Atributo de Valores
MODM	–	Multiple Objective Decision Making
PIB	–	Producto Interno Bruto
PTAR	–	Planta de Tratamiento de Agua Residual
REPDA	–	Registro Público de Derechos de Agua
SAGARPA	–	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SAR	–	Simple Additive Rating
SAW	–	Simple Additive Weighting
SIG	–	Sistema de Información Geográfica
SLP	–	San Luis Potosí
SMN	–	Servicio Meteorológico Nacional
SSD	–	Sistema de soporte de decisiones
SSM	–	Sierra de San Miguelito
TD	–	Tomador de decisiones
UVQ	–	Urban Volume and Quality Model
WEAP	–	Software para la Evaluación y Planeación del Agua
ZMSLP	–	Zona Metropolitana de San Luis Potosí

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 1:	ACUÍFEROS SOBRE-EXLOTADOS. CNA, ESTADÍSTICA DEL AGUA 2005	1
FIGURA 2 1:	TIPOS DE DECISIONES DE ACUERDO A SU GRADO DE COMPLEJIDAD Y ESTRUCTURA	6
FIGURA 2 2:	EL PAPEL DE LOS SSD'S PARA PROBLEMAS SEMI-ESTRUCTURADOS	8
FIGURA 2 3:	ESTRUCTURA DE UN SSD	9
FIGURA 2 4:	GRADO DE SOPORTE DE DECISIONES CON SSD	10
FIGURA 2 5:	PASOS DEL PROCESO AMC, ADAPTADO DE MDSS4	11
FIGURA 3 1:	PASOS DE TRABAJO – ANÁLISIS DE REQUERIMIENTOS DISEÑO PRELIMINAR	16
FIGURA 4 1:	MAPA DEL ÁREA DE ESTUDIO – MUNICIPIOS Y LÍMITES DEL ACUÍFERO 2411	18
FIGURA 4 2:	CRECIMIENTO URBANO DE LA CIUDAD DE SAN LUIS POTOSÍ	21
FIGURA 4 3:	INCREMENTO ANUAL DEL PIB (%) EN LOS ESTADOS DE SLP Y AGUASCALIENTES	22
FIGURA 4 4:	IMAGEN DE SATÉLITE CON ZONAS URBANAS, PRESAS Y ZONAS DE RIEGO	24
FIGURA 4 5:	DIRECCIONES DE FLUJO EN EL ACUÍFERO SOMERO	27
FIGURA 4 6:	SECCIÓN HIDROGEOLÓGICA DEL VALLE DE SLP	29
FIGURA 4 7:	CONFIGURACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE F EN POZOS PROFUNDOS	31
FIGURA 4 8:	PROYECTOS DE COLECCIÓN DE AGUA PLUVIAL Y RECARGA ARTIFICIAL	36
FIGURA 4 9:	MAPA DE LAS CUENCAS SANITARIAS NORTE, EL MORRO Y TANQUE TENORIO	37
FIGURA 4 10:	CUERPOS INTERMITENTES DE AGUA EN EL SLP TEMPRANO	39
FIGURA 4 11:	USO DE AGUA SUBTERRÁNEA EN DIFERENTES SECTORES	41
FIGURA 4 12:	HISTOGRAMA DE LA PROFUNDIDAD DE LOS POZOS AGRÍCOLAS	43
FIGURA 4 13:	ESQUEMA DEL CICLO DE AGUA EN EL CULTIVO DE ALFALFA EN SLP	44
FIGURA 4 14:	PROFUNDIDAD DE LOS POZOS INDUSTRIALES	44
FIGURA 4 15:	ESQUEMA ACTUAL Y ALTERNATIVO PARA LA EXPLOTACIÓN DEL SISTEMA ACUÍFERO	46
FIGURA 4 16:	MECANISMOS QUE CAUSAN EL AGRIETAMIENTO Y HUNDIMIENTO DEL TERRENO EN SLP.	47
FIGURA 4 17:	ZONAS DE VEDA SOBRE ACUÍFEROS EN MÉXICO	51
FIGURA 4 18:	COMITÉS TÉCNICOS DE AGUA SUBTERRÁNEA, SITUACIÓN AL 30 DE SEPTIEMBRE 2004	55
FIGURA 4 19:	FASES EN LA GESTIÓN DEL AGUA	59
FIGURA 4 20:	MEDIDAS DEL PLAN HIDRÁULICO DE GRAN VISIÓN, 2020	61
FIGURA 5 1:	PROPUESTA ORIGINAL PARA EL ACOPLAMIENTO ENTRE WEAP Y MODFLOW	67
FIGURA 5 2:	ESTRUCTURA Y ACOPLAMIENTO	68
FIGURA 5 3:	COMPONENTES DEL CICLO DEL AGUA URBANO	69
FIGURA 5 4:	EJEMPLO DE CADENAS DE MODELOS USANDO EL MECANISMO DE PREGUNTA-RESPUESTA	72
FIGURA 5 5:	ESQUEMA DE ACOPLAMIENTO DE MODELOS EN MOSDEW	73
FIGURA 6 1:	COMPONENTES DEL CICLO DE AGUA URBANA	79
FIGURA 6 2:	ESCENARIO „SOSTENIBLE“ DE EXTRACCIÓN AL AÑO 2030	81
FIGURA 7 1:	MODI DE OPERACIÓN PARA ABARCAR DIFERENTES CLASES DE USUARIOS	85
FIGURA 7 2:	ESTRUCTURA DE LA INTERFAZ GRÁFICA, SE OBSERVAN 3 NIVELES DE DETALLE.	86
FIGURA 7 3:	MALLA 3-DIMENSIONAL DE DIFERENCIAS FINITAS USADO EN MODFLOW	87
FIGURA 7 4:	CATÁLOGO DE CRITERIOS DE DECISIÓN Y EL MÉTODO PARA ASIGNACIÓN DE PESOS.	91
FIGURA 7 5:	EJEMPLO PARA UNA PONDERACIÓN MENSUAL DE LA DEMANDA AGRÍCOLA.	93
FIGURA 7 6:	SEPARACIÓN DE LAS COMPONENTES DE RECARGA	96
FIGURA 7 7:	VISTA DE PANTALLA (PRELIMINAR) PARA ESTIMAR EL COEFICIENTE DE RECARGA	98
FIGURA 7 8:	ESQUEMA DEL BALANCE DE AGUA EN UN SECTOR DE LA RED DE AGUA POTABLE	103
FIGURA 7 9:	DEMANDA DE AGUA DE LOS CULTIVOS EN DIFERENTES ETAPAS DE CRECIMIENTO	104
FIGURA 7 10:	SUGERENCIA PARA CALCULAR LOS REQUERIMIENTOS ANUALES DE RIEGO	105

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 2 1:	PASOS DEL ANÁLISIS MULTI-CRITERIO	12
TABLA 3 1:	ESPECIFICACIONES Y RESULTADOS CUANTITATIVOS DE LA BÚSQUEDA	14
TABLA 4 1:	SECUENCIA GEOLÓGICA EN EL VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ	19
TABLA 4 2:	ESTADÍSTICA DE LOS DATOS DE PRECIPITACIÓN	19
TABLA 4 3:	PROYECCIÓN DEL CRECIMIENTO POBLACIONAL EN LOS 3 MUNICIPIOS	21
TABLA 4 4:	POBLACIÓN ECONÓMICAMENTE ACTIVA EN 2006	23
TABLA 4 5:	SUPERFICIE REGADA 2006	24
TABLA 4 6:	DOS EJEMPLOS PARA BALANCES DE ENTRADAS Y SALIDAS AL SISTEMA ACUÍFERO SLP	32
TABLA 4 7:	RESUMEN GENERAL DE LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL VALLE DE SLP	33
TABLA 4 8:	CARACTERÍSTICAS DE LOS EMBALES EN LA LA REGION DE ESTUDIO	35
TABLA 4 9:	PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL EN SLP	37
TABLA 4 10:	PADRÓN DE USUARIOS Y VOLÚMENES FACTURADOS POR INTERAPAS EN 2003	42
TABLA 4 11:	RAMAS INDUSTRIALES MÁS IMPORTANTES PARA EL USO DE AGUA SUBTERRÁNEA	45
TABLA 4 12:	RAMAS DEL SECTOR SERVICIOS Y SU EXTRACCIÓN	45
TABLA 4 13:	USUARIOS DEL AGUA SUBTERRÁNEA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE SLP	56
TABLA 5 1:	NÚMERO DE REFERENCIAS PARA CADA CAMPO DE APLICACIÓN DE LOS SSD	64
TABLA 5 2:	CRITERIOS DE SELECCIÓN USADOS POR MITCHELL ET AL.	69
TABLA 6 1:	MEDIDAS DE GESTIÓN DE PARA ESCENARIOS	80
TABLA 7 1:	OBJETOS Y FUNCIONES DE SIG QUE PUEDE INCLUIR EL SSD UTILIZANDO LA MALLA	89
TABLA 7 2:	MÓDULOS Y SUB-MÓDULOS (NIVEL III Y IV) DEL SSD	92
TABLA 7 3:	COEFICIENTES DE ESCURRIMIENTO PARA DIFERENTES COBERTURAS/USOS DE SUELO	95
TABLA 7 5:	MÉTODOS PARA SIMULAR LA RECARGA DE MONTAÑA EN MODFLOW	99
TABLA 8 1:	COMPARACIÓN DEL PROCESO DE DECISIÓN AD HOC Y USANDO EL SSD PROPUESTO	107
TABLA 8 2:	CIUDADES MEXICANAS CON REUSO DE DESCARGAS EN LA AGRICULTURA	110

RESUMEN

La presente investigación aporta las bases analíticas para elaborar una herramienta de gestión de acuíferos con explotación intensiva en ambientes urbanos y periurbanos en México. La conceptualización de esta herramienta parte del principio que la gestión de ese tipo de acuíferos requiere una visión integral de todos los componentes del ciclo antropogénico-natural del agua, así como de la necesidad de que los usuarios asuman un papel importante en el proceso de toma de decisiones. La hipótesis es que los Sistemas de Soporte de Decisiones (SSD) son la herramienta adecuada para enfrentar el objetivo planteado. Sin embargo, una revisión de las aplicaciones de SSD en la gestión de agua revela que aún no existe una herramienta específica que se ajuste a los requerimientos y restricciones del caso típico mexicano, por lo que se opta por desarrollar una herramienta propia. Se utiliza el Acuífero del Valle de San Luis Potosí como un caso típico Mexicano que refleja los problemas y enfoques actuales, así como el marco general físico y de gestión que se encuentra en muchos acuíferos críticos que enfrentan una explotación insostenible. El trabajo aborda las primeras cuatro fases de un análisis de requerimientos a una herramienta de soporte de decisión, siguiendo la metodología de Ingeniería de Soporte de Decisiones: I- definición del problema y evaluación de la viabilidad de un SSD; II- análisis de la tarea de decisión, III- ingeniería de requerimientos; y IV- diseño preliminar. Por medio de la revisión de la información local (estudios previos, reportes técnicos, etc), visitas de campo y entrevistas con los agentes locales responsables para la gestión del agua subterránea, se caracteriza el estado, uso y gestión de los recursos de agua (el problema), el papel de las diferentes instituciones y sus necesidades de apoyo, y las restricciones dadas por la disponibilidad de datos relevantes. Algunas funciones básicas para el SSD que se extrajeron del estudio de caso incluyen: la modelación de la respuesta del acuífero a diferentes escenarios de extracción y uso de suelo, la consideración de las fuentes superficiales con grandes restricciones en la disponibilidad de datos, la diferenciación de distintos tipos de recarga, la simulación de la demanda de todos los sectores relevantes, así como de diferentes opciones de drenaje urbano, reuso de agua y recarga artificial. En base a estos requerimientos se propone un SSD con una interfaz de usuario gráfica comprensible y un generador de escenarios. Tiene una estructura modular fácilmente extendible; los 13 módulos corresponden a los distintos componentes del ciclo de agua urbana. Se conceptualiza una interfaz con el modelo numérico de acuíferos Modflow, para el cual el SSD funcionará como pre- y post-procesador. El sistema contará con varias funciones para manejar y desplegar datos geográficos sin necesidad de un software extra. Como componente de decisión se propone un módulo que utiliza una herramienta simple (SAR) de Análisis Multicriterio para evaluar diferentes escenarios contra un catálogo de criterios de decisión. El concepto es para una primera versión, la cual gracias a su estructura modular se podrá modificar y extender fácilmente en fases subsiguientes. Con la propuesta se logró diseñar una herramienta genérica, que se podría aplicar a muchos casos en México para ayudar a sobrellevar algunas de las restricciones y malas prácticas en la gestión actual del agua. Tiene el potencial para mejorar la transparencia y el acceso de datos para los usuarios y facilitar la toma de decisiones en grupo, con una visión integrada y con una base científica sólida. El concepto se considera suficientemente detallado para empezar con el desarrollo detallado de un primer prototipo, cuya aplicabilidad y el soporte real que proporciona se tendrá que evaluar cuando éste se implementa en San Luis Potosí y se obtenga la retroalimentación de los usuarios.

ABSTRACT

Intensive groundwater exploitation has permitted and maintained an accelerated urban and socio-economic growth in Mexico's central and northern (semi)-arid regions, leading to a point where the capacity and resilience of aquifers has been exceeded by far and where improved water management presents a fundamental prerequisite for any future development. The present investigation parts from the assumptions that to solve this problem an integrative view on all components of the anthropogenic-natural water cycle is needed, and that groundwater user organizations (COTAS) should play a central role. It is argued that for the complexity and structure of the problem, as well as for the presence of multiple actors and need for data integration, a Decision Support System presents a helpful tool to overcome some of the present management problems. Even though an extensive review of DSS applications in the field of water management was done, no tool could be found that fitted the specific requirements and restrictions present in the typical Mexican case, wherefore it was opted to design a new tool. This investigation covers the 4 pre-design phases, including requirement analysis and preliminary design. The San Luis Potosí Valley Aquifer is used as case study, as it is representative for many critical Mexican aquifers that face intensive exploitation, in terms of the present problems and approaches, as well as the hydrogeological and management framework. Field visits, interviews and the review of local reports served to characterize the state, use and management of the local water resources, the role of the different institutions and their support necessities, as well as restrictions in terms of data availability. Based on this requirement elicitation some basic characteristics of the DSS were defined: Given the development situation, it shall be based on open source software and can be easily enhanced and expanded in later steps. The required basic functions include (i) modelling the aquifer response on different land use and abstraction scenarios, (ii) the consideration of surface water sources, with very limited data availability, (iii) the differentiation of different recharge components, (iv) detailed estimation of water demand in all relevant sectors, and (v) different options of stormwater management, wastewater treatment and reuse, water imports and artificial recharge. As final result, the preliminary design for a specific DSS for integrated water management in the urban Mexican context is presented. To compile scenarios, the proposed tool counts with a graphical user interface for data input, scenario management and output view, including also basic functions to map and manage geographical data. For easy later enhancement, it is structured into 13 modules, corresponding to the different components of the natural and urban water cycle. The tool works as pre- and post-processor for Modflow to specify recharge and abstraction depending on the above mentioned factors. For support in the actual decision phase (comparison of scenarios), a simple Multi-Criteria Analysis Tool is conceptualized. With the proposed tool some of the present restrictions faced in present management could be overcome, as are lacking data access and integration among stakeholders, partial solutions to complex problems, weaknesses in the conceptual aquifer model and the lack of a basic platform to develop a common vision on future management and planning. The preliminary design of the system accounts for sufficient detail to start the following phases for detailed prototype design, testing, and implementation. It is only during these future steps when the success of the proposed tool can be evaluated, based on its applicability in practice.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes y Justificación

Como introducción se exponen aquí algunas reflexiones sobre la gestión del agua subterránea en México, que pretenden ayudar a explicar la motivación y justificación de este trabajo. Estos puntos también se han fijado en el Programa Nacional Hidráulico de México (PNH 2001):

- La necesidad de mejorar la toma de decisiones en la gestión del recurso agua es evidente.
- La gestión tiene que incluir todos los recursos y sus usos dentro del ciclo de agua urbano-periurbano.
- Los usuarios tienen que asumir su responsabilidad en auto-gestionar los recursos a nivel acuífero.

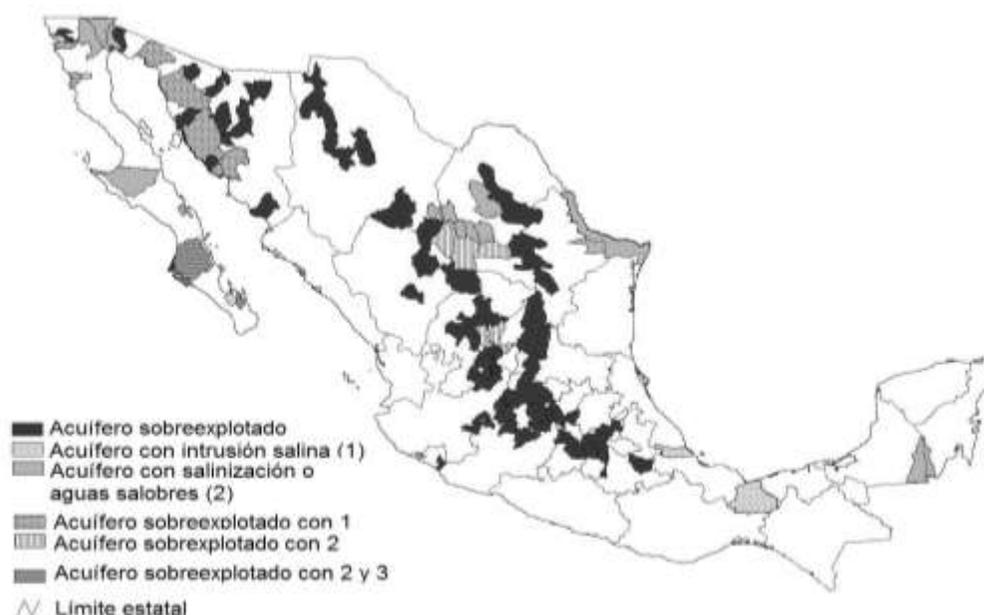


Figura 1-1: Acuíferos sobre-explotados. CNA, Estadística del Agua 2005 (CONAGUA, 2005)

a) La necesidad de mejorar la toma de decisiones en la gestión del recurso agua es evidente

El agua en México es distribuida de manera desigual e “inconveniente”: El Norte y Centro del país, donde se lleva a cabo la mayor parte del desarrollo económico, sufre de una baja disponibilidad de agua (2000 m³/cap/año) y sequías frecuentes. La explotación intensiva de los acuíferos ha permitido y mantenido un crecimiento urbano y económico acelerado, llegando a un punto en donde la capacidad y resiliencia de los recursos naturales de agua subterránea se han excedido. Actualmente, 120 de los acuíferos mexicanos están declarados como sobre-explotados¹ por la Comisión Nacional de Agua

¹ No se utiliza el término sobre-explotación como término científico, si no en el sentido administrativo/jurídico como lo aplica la CONAGUA (Comisión Nacional de Agua, p.e. CONAGUA 2007) para acuíferos con disponibilidad media anual negativa, basado en la NOM-011-CNA-2000. En el resto del texto se utiliza el término “explotación intensiva” para referirnos a acuíferos en los cuales la extracción de agua ha causado

(CONAGUA, 2007a). Las estrategias tradicionales de incrementar la oferta de agua y de trasvases de otras cuencas parecen haber llegado a su límite, ya que enfrentan el incremento en los costos económicos crecientes, conflictos sociales y daños ambientales asociados. Como un ejemplo bien conocido se puede mencionar la 4ta etapa del Sistema Cutzamala para importar agua al Distrito Federal. Los enfoques “top-down” de control como las vedas proclamadas por la CONAGUA han fracasado. A pesar de haberse declarado 145 vedas entre 1948 y 1988, éstas no han podido detener las tendencias de explotación intensiva y abatimientos acelerados.

Por el otro lado, la disponibilidad del agua subterránea presenta una de las restricciones más severas al desarrollo económico en muchas de las ciudades de rápido crecimiento en el centro y norte de México, siendo un factor clave en la competitividad regional, así como para la competencia entre diferentes sectores y grupos de usuarios.

b) La gestión tiene que incluir todos los recursos y sus usos dentro del ciclo de agua urbano-periurbano²

El manejo de la demanda de agua en México se ha enfocado a incrementar la eficiencia en el riego agrícola, ya que éste presenta el uso más importante en el país (CONAGUA 2007). Sin embargo, muchas ciudades y conurbaciones con alto crecimiento poblacional ejercen una demanda de agua cada vez mayor, entrando en competencia con el sector agrícola. En algunos de los acuíferos más explotados del país (p.e. Querétaro, Aguascalientes, San Luis Potosí, Toluca, Valle de México) el abastecimiento urbano es el uso principal del agua.

Desde 1994 la Ley de Aguas Nacionales (LAN) permite la transferencia de derechos de agua entre usuarios y usos dentro del mismo acuífero. En consecuencia, en la mayoría de las regiones con escasez de agua ha surgido un mercado extenso alrededor de estos derechos. Por una parte, la constitución establece la prioridad del abastecimiento con agua potable a la población, por otra, la auto-suficiencia en la producción de alimentos y la expansión de la superficie cultivada y de la ganadería todavía es un paradigma proclamado por ejemplo por la Secretaría de Agricultura (SAGARPA). La exigencia y la práctica de transferir más derechos de agua del sector agrícola al uso público-urbano se puede ver de manera controversa, considerando las pérdidas enormes en las sistemas de distribución de agua potable, los efectos de la urbanización sobre el recurso agua (ej. la expansión urbana sobre áreas de recarga o la contaminación de acuíferos subyacentes), y los efectos de estas transferencias sobre la economía rural. También se requiere considerar que en la mayoría de los casos gran parte del agua que usa la ciudad se genera y descarga fuera de ella. Tomando en cuenta todo esto, no cabe duda que es necesario manejar los *usos* urbanos y peri-urbanos de agua de una manera integrada.

Adicionalmente, la escasez de agua – ya sea natural o social³ – también impulsa la necesidad de una gestión integrada de las diferentes *fuentes* de abastecimiento. Pensando en el agua de buena calidad como reserva para el abastecimiento de agua potable, se requiere una explotación más amplia de

cambios al largo plazo en los niveles de agua y otros efectos adversos.

² Se refiere al ciclo del agua que capta, usa y desecha por las ciudades, ilustrado en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Incluye a la captación de agua de diferentes fuentes internas y externas, su trasvase a y distribución dentro de las ciudades, el uso del agua en diferentes sectores y su saneamiento, reuso y deposición. Se usa aquí también el término “ciclo urbano-periurbano” considerando que generalmente la mayor parte del agua que usan los urbes se origina y deposita fuera del ámbito urbano, y para incluir también el uso (y reuso) del sector agrícola en las periferias de la ciudad, ya que compite por los mismos recursos.

³ Se utiliza los términos como en Ohlsson y Turton (2000). La escasez social es aquella producida por faltas y restricciones en el manejo del recurso, ya sea de índole, social, político o económico.

fuentes alternativas para cubrir la demanda industrial y agrícola:

- En algunos casos (San Luis Potosí, León, Querétaro, Ciudad de México, etc.), el desarrollo urbano se lleva a cabo sobre *acuíferos someros* que durante las últimas décadas no se han considerado un recurso útil, debido al gran riesgo de contaminación por la infiltración de agua residual, lixiviado de tiraderos, etc. Sin embargo, un manejo adecuado de estos acuíferos, incluyendo una rehabilitación gradual y su uso para demandas de agua con calidad secundaria, podría contribuir a resolver problemas de escasez, inundaciones, plantas de tratamiento (problemas por infiltración de agua subterránea a la red) y además prevenir la contaminación hacia los acuíferos profundos por percolación de agua de mala calidad.
- El reuso de *agua residual* para el riego de cultivos es una práctica común en México desde muchas décadas (ver **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, pág. **¡Error! Marcador no definido.**). Hoy en día se requiere un tratamiento previo, lo cual induce cambios en los esquemas tradicionales de reuso. La alteración de la calidad y cantidad del recurso incrementa la competencia por el agua tratada entre agricultores y otros usos potenciales.
- Un manejo deficiente del *escurrimiento urbano* en muchos casos conlleva problemas de inundaciones por un lado, y el desperdicio de agua por el otro lado. Además existe una interdependencia directa entre el volumen de escurrimiento y la recarga, dependiendo ambos del uso de suelo en las partes altas de las cuencas y del proceso de urbanización.

Dada la naturaleza del ciclo natural de agua y sus alteraciones antropogénicas en el ambiente urbano, se requiere un enfoque sistémico que debe reflejar las interdependencias descritas entre los múltiples recursos y usos, así como entre el área urbana y peri-urbana.

c) Los usuarios tienen que asumir su responsabilidad en un marco de auto-gestión de los recursos a nivel acuífero.

Las causas y los efectos en el uso y la asignación del agua son esencialmente locales. Aún si por ley la disponibilidad de los recursos hídricos se declara por parte de la autoridad federal (NOM 0-11 de la CONAGUA), la gestión de la oferta y demanda de agua solo se puede llevar a cabo de manera eficiente por los actores locales. Ellos afectan la disponibilidad y calidad por sus decisiones en la planeación del uso de la tierra y son los que tienen una necesidad directa para incrementar la eficiencia del uso y de la asignación del agua.

Con la LAN de 1994 y su reforma en 2001 se hicieron los primeros pasos legales hacia una descentralización de la administración de los recursos hídricos. Se establecieron organizaciones de usuarios a nivel de cuenca, y como órganos auxiliares también a nivel de acuífero – los Comités Técnicos de Agua Subterránea (COTAS). Hasta la fecha se han formado 76 COTAS en el país (Estadísticas del Agua, 2007) que han madurado en diferente grado, representando a los intereses de los usuarios de agua y asumiendo tareas que incluyen, la conducción de estudios sobre la disponibilidad y caracterización del agua subterránea, la propagación de una nueva cultura del agua, y servicios a los usuarios en cuestiones de trámites con la obtención y prolongación de derechos de agua.

Sin embargo, ninguna de estas asociaciones de usuarios ha asumido seriamente la responsabilidad para la planeación local y el establecimiento de reglas internas para la extracción y asignación de agua subterránea. Las decisiones sobre importaciones de agua y otras medidas para incrementar la oferta, así como la construcción de plantas de tratamiento de agua residual, o medidas de manejo de la demanda de agua, en la mayoría de los casos se toman y dirigen desde las instituciones como la CNA, las Comisiones Estatales de Agua u organismos de agua potable, mientras las transferencias de derechos de agua se llevan a cabo dentro de un esquema de mercado sin que se hayan establecido

reglas adicionales locales para dirigir su dinámica. A pesar de la importancia en la toma de decisiones que sigue teniendo y sosteniendo la autoridad central a nivel local, se ha mostrado claramente que la gestión de los recursos hídricos a nivel local excede tanto sus competencias como sus capacidades. Esto se puede ver en el fracaso de muchas campañas de instalación de medidores, los retrasos que lleva el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA), y sobre todo en la continuación de los abatimientos acelerados en muchos acuíferos. Las vedas como instrumento central para detener el descenso de los niveles acuíferos han fracasado, mientras los reglamentos locales de acuíferos (otro instrumento legal previsto en la LAN) se han aplicado en muy pocos casos, en los cuales además ha habido una falta de implementación (Escolero 2006).

En resumen, al final del día siempre será la decisión del usuario cuánta agua bombea del pozo hacia la parcela. Una diferencia adicional, en comparación con la gestión del agua superficial, es que el acceso al agua subterránea es mucho más descentralizado, lo cual dificulta más su control. Por ende, se requieren más pasos hacia una auto-gestión en el sector hídrico, en la cual los usuarios del agua asumen la responsabilidad para la planeación y los efectos de sus acciones de gestión.

La participación de los usuarios es un punto clave en el Programa Hidráulico Nacional (PNH, 2001) y la CONAGUA está destinando una variedad de apoyos financieros, administrativos y de capacitación hacia este objetivo. Sin embargo, el camino de una participación hacia una co-gestión y finalmente auto-gestión es largo y requiere un cambio completo en la percepción por parte de las autoridades, pero especialmente dentro de los COTAS y los usuarios mismos, lo cual probablemente todavía tomará mucho tiempo y esfuerzo colectivo. Existen algunos puntos principales y prácticos inherentes que impiden el progreso hacia este objetivo y que han sido identificados por varios autores (Marañón-Pimentel 2003, Escolero 2006). Algunos como los factores legales y la falta de claridad del mandato de las organizaciones de usuarios, son demasiado complejos para abarcarlos aquí, sin embargo entre los puntos clave también se encuentran la falta de acceso a la información por parte de los usuarios y la falta de autonomía financiera de los COTAS como prerrequisito para tomar decisiones informadas e independientes.

En estos factores se centra la motivación y la pretensión de este trabajo de contribuir con una herramienta para una mejor toma de decisiones en la gestión del agua subterránea⁴. Se resume:

- La complejidad de la gestión de agua urbana y las fuertes interdependencias entre sus problemas asociados exigen urgentemente la integración de campos de trabajo tradicionalmente divididos e instituciones separadas. Esta complejidad no se puede manejar sin contar con una organización y estructura adecuada de la información existente. La cooperación inter-institucional necesita un punto común de partida, como podría ser una base de datos compartida o herramientas que facilitan un proceso de toma de decisiones estructurado y transparente.
- Los COTAS, como nuevas estructuras de usuarios para la gestión de acuíferos, pueden ser instituciones claves para encaminar una auto-gestión del recurso agua por parte de los usuarios. Requieren de mecanismos para independizarse como podrían ser i) el ofrecer servicios para generar sus propios recursos, ii) contar con herramientas para hacer sus propios estudios y iii) acceso a toda información relevante para procesos de toma de decisiones transparentes y fundamentadas.

Se considera y se pretende argumentar en los Capítulos 2-5, que los Sistemas de Soporte de Decisiones (SSD's) son una herramienta adecuada para poder proporcionar estas funciones de manejo de datos y apoyo en la toma de decisiones. Un SSD se define como "... un sistema que apoya la toma de decisiones tecnológicas y de gestión, mediante la asistencia en la organización de la información sobre problemas mal-estructurados, semi-estructurados o no-estructurados. El énfasis [...] está en

⁴ Para una definición del término, ver la Ley de Aguas Nacionales, Título Primero, Artículo 3, XXVIII.

incrementar la eficacia de los procesos de toma de decisiones, [...], lo cual incluye la formulación de alternativas, el análisis de sus impactos y la interpretación y selección de opciones apropiadas para la implementación” (Sage 1990).

Se desarrollará el marco conceptual y diseño preliminar de un SSD para la gestión de agua subterránea en México, el cual se presenta finalmente en los Capítulos 5 y 6.

1.2 Hipótesis

Los Sistemas de Soporte de Decisiones son una herramienta adecuada para poder proporcionar un apoyo significativo en el manejo de datos y la toma de decisiones en la gestión de agua subterránea. Con el análisis de las condiciones ambientales y administrativas de los acuíferos en México, tomando de base un caso tipo, se puede diseñar el concepto para un SSD adaptado a los requerimientos específicos para proporcionar apoyo en la gestión de acuíferos en México.

1.3 Objetivos

Usar el acuífero urbano⁵ de San Luis Potosí (SLP) como estudio de caso para analizar los requerimientos específicos a un SSD para la gestión del agua subterránea en ambientes urbanos en México.

Basado en esto, efectuar el diseño preliminar de un sistema de soporte de decisión para casos típicos de la gestión de agua subterránea en México. La herramienta debe servir para:

- proveer un enfoque sistémico para una evaluación integrada de los recursos de agua urbana y su manejo
- promover la planeación y cooperación inter-institucional en la gestión del agua
- apoyar las organizaciones de usuarios en sus decisiones y su trabajo diario.

⁵ El COLSAN (2005) menciona 3 principales características que convierten al acuífero de SLP en un acuífero urbano: (i) la mayor parte de la extracción es para el uso público-urbano, (ii) físicamente una superficie importante del acuífero se ubica debajo de la ciudad y ésta afecta recarga y calidad, y (iii) la ciudad constituye el factor socio-político más influyente en cuanto a las políticas de aprovechamiento y marca la prioridad de uso. El término de acuífero urbano se menciona y explica también por Chilton (2003).

2 MARCO TEÓRICO DE LOS SISTEMAS DE SOPORTE DE DECISIONES

2.1 El Proceso de Toma de Decisiones

Simon (1960) sugirió que cada proceso de toma de decisiones se puede estructurar en las siguientes 3 fases:

Inteligencia – ¿ Existe un problema o una oportunidad de cambio?

Esta fase incluye un análisis exploratorio del medio/sistema, buscando condiciones que reclaman decisiones (problemas). Una vez definidos los objetivos del tomador de decisiones, un problema se define como cualquier limitante para cumplir éstas.

Diseño – ¿Cuáles son las alternativas?

Significa inventar, desarrollar y analizar un conjunto de posibles alternativas para resolver el problema identificado. Esto requiere un entendimiento detallado del sistema. Mientras, pueden surgir un gran número de ideas en la fase de invención, mismas que durante el análisis disminuyen (ya que se someten a las restricciones reales), para acabar con un número restringido de alternativas factibles.

Elección – ¿Cuál es la mejor alternativa?

En la tercera fase, se escogen criterios de evaluación con los cuales se valora y compara el desempeño de las diferentes alternativas. Esta comparación se lleva a cabo siguiendo reglas de decisión pre-especificadas que representan las preferencias del tomador de decisiones:

- ¿Cuáles son los valores preferibles de cada criterio de decisión? (¿Se obtiene un buen desempeño por un valor alto o bajo?) Esto se expresa mediante funciones de preferencia.
- ¿Qué tan importante es el criterio para la decisión final? De acuerdo a la importancia se asigna un peso relativo a cada criterio de decisión.

Se usan las reglas de decisión para ordenar las diferentes opciones, para finalmente poder tomar una decisión. Sage (1991) distinguió entre 4 diferentes tipos de decisión (Figura 2-1) que difieren en su grado de complejidad y estructura. Mientras los seres humanos diariamente en su mente llevan a cabo los pasos descritos arriba para tomar sus decisiones de “desempeño operacional”, las decisiones de planeación y gestión a menudo alcanzan tal grado de complejidad que su solución requiere una estructuración del problema y apoyo en la toma de decisión – mediante las llamadas herramientas o sistemas de soporte de decisiones (HSD’s o SSD’s respectivamente).

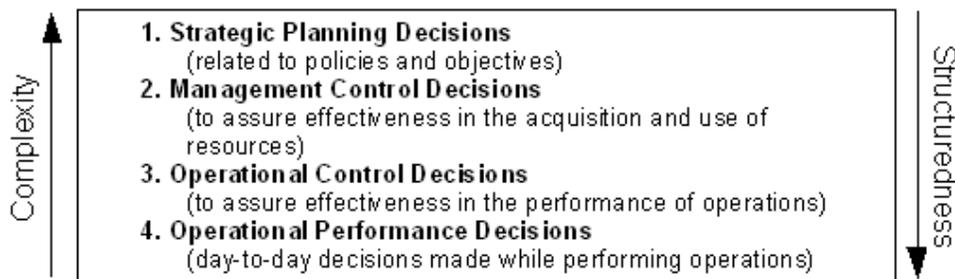


Figura 2-1: Tipos de Decisiones de acuerdo a su grado de complejidad y estructura (Sage, 1991)

2.2 Decisiones en la Gestión de Recursos Naturales

El hombre usa y mal-usa los recursos naturales del mundo de manera intensa, y la velocidad de esta explotación y los cambios asociados ejercen una creciente presión sobre:

- Recursos no-renovables cuyos yacimientos se agotan, incluyendo petróleo, gas natural, metales, etc.
- Recursos originalmente renovables como el agua, suelo, ecosistemas y el aire, que se contaminan y degradan, excediendo su capacidad natural de carga y resiliencia y así convirtiéndolos en no-renovables
- Los usuarios directos y los tomadores de decisión que enfrentan (i) la tarea de cubrir demandas cada vez mayores con recursos que a lo largo disminuyen en calidad y cantidad, (ii) las consecuencias sociales y económicas que surgen del proceso de adaptación a las presiones mencionadas y (iii) las necesidades crecientes de restauración y protección de los recursos naturales restantes.

La gestión de los recursos hídricos se basa en el control de la interacción entre el humano (antropósfera) y el ciclo natural del agua, incluyendo su extracción, abastecimiento, uso, re-uso, tratamiento y disposición final. Por ende, involucra una enorme cantidad de variables y restricciones físicas, ambientales, económicas, sociales, legales, etc. Esta complejidad (en espacio, tiempo y actores involucrados) todavía aumenta utilizando el enfoque de la *Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH)*, ya que éste incluye a todos los recursos de agua a nivel cuenca o acuífero. De acuerdo con esto, Malczewski (1997) describe algunos problemas importantes que enfrentan los tomadores de decisión en la GIRH:

Problemas Semi-estructurados: La mayoría de los problemas reales de gestión son “semi-estructurados”. Esto quiere decir que para solucionar el problema se requieren pasos previos de organización de la información y reglas específicas de decisión; sin embargo la solución no es completamente programable. Este tipo de problemas se resuelven de mejor manera combinando las capacidades computacionales de la máquina con las habilidades cognitivas, sociales y emocionales del tomador de decisión, y por ende representan el campo principal de aplicación de los Sistemas de Soporte de Decisión (**Figura 2-2**).

Sistemas Complejos: El término complejidad se refiere a que las decisiones involucran un gran número de variables y restricciones altamente interrelacionadas, pero también a un alto número de posibles soluciones (alternativas).

Relaciones Espaciales: Muchos de los parámetros y variables relevantes en la gestión del agua (especialmente en el caso de acuíferos) tienen una distribución espacial. Esto aplica tanto a las causas como efectos de las decisiones de gestión. Esta dimensión espacial de los problemas exigen el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG's) para el soporte de decisiones.

Múltiples Criterios de Decisión: La gestión del agua involucra múltiples criterios y la aplicación de diferentes disciplinas como la hidro(geo)logía, ecología, economía (política), etc. Algunos son criterios cuantitativos, mientras otros son de naturaleza cualitativa. Adicionalmente, la incertidumbre desempeña un papel importante en algunos parámetros.

Decisiones de Grupo: La gestión de Recursos de Uso Común necesariamente implica que existe más que un tomador de decisiones y un número aún más grande de grupos de interés. Todos ellos tendrán preferencias diferentes con respecto a los posibles resultados y la importancia de diferentes criterios de decisión.

Estas características mencionadas explican porque se necesita apoyo en todas las 3 fases de la toma de decisiones en gestión de agua: (i) en estructurar el problema (complejo) y los datos relacionados, (ii) modelando los efectos de posibles alternativas, y (iii) finalmente escogiendo la solución más adecuada.

Por ende, resulta que la GIRH es un campo importante de aplicación para Sistemas de Soporte de Decisiones (SSD's) computarizados.



Figura 2-2: El papel de los SSD's para problemas semi-estructurados (adaptado de Malczewski, 1997)

2.3 Sistemas de Soporte de Decisiones

Existe un sin-número de definiciones para los SSD's, lo cual refleja la alta variedad entre los conceptos y tipos existentes. Tanto Sprague (1986), McLeod (1998) o Turban (1990) dan definiciones genéricas, como: *“un sistema interactivo, flexible y adaptable, que usa reglas de decisión, modelos, bases de datos y representaciones formales adecuadas de las peticiones del tomador de decisiones por la indicación de acciones específicas y aplicables para problemas que no se pueden resolver con el uso de modelos de optimización [...] Por ende, asiste a procesos complejos de toma de decisión e incrementa su eficiencia.”*

Es importante enfatizar aquí que los SSD's no resuelven problemas. Paruccini (1994) aclara su función limitada constatando que: *“de hecho los SSD's no pretenden reemplazar al tomador de decisión [...]: fueron construidos para ayudar al usuario a tomar decisiones responsables y claramente documentables, que usan toda la información y el potencial científico disponible de la mejor manera posible”.*

Componentes Típicos

Los componentes típicos pero no mandatorios de un SSD son (i) un módulo de información (base de datos, SIG, “knowledge bases”), (ii) módulo de análisis (modelos, algoritmos, generador de escenarios), (iii) módulo de decisión (p.e. herramienta de Análisis Multi-Criterio) y (iv) una Interfaz Gráfica de Usuario (GUI por sus cifras en inglés, para la entrada interactiva de datos y representación de los resultados), (Figura 2-3).

Tipos de SSD

Los SSD pueden proporcionar apoyo en cada una de las fases de decisión (Figura 2-4): Representan y organizan información (I), ayudan a estructurar el problema (II), estiman y predicen las consecuencias de posibles alternativas de decisión (III) y ordenan alternativas según su desempeño bajo criterios especificados (IV). Sin embargo, dada la naturaleza semi- o mal-estructurada de los problemas reales, nunca pueden sustituir los conocimientos expertos del usuario. De acuerdo a la tarea, diferentes tipos y componentes del SSD proporcionan mejor soporte. Como la terminología no es consistente en la literatura revisada, y las variaciones y combinaciones son numerosas, aquí solo se mencionarán algunos conceptos clave.

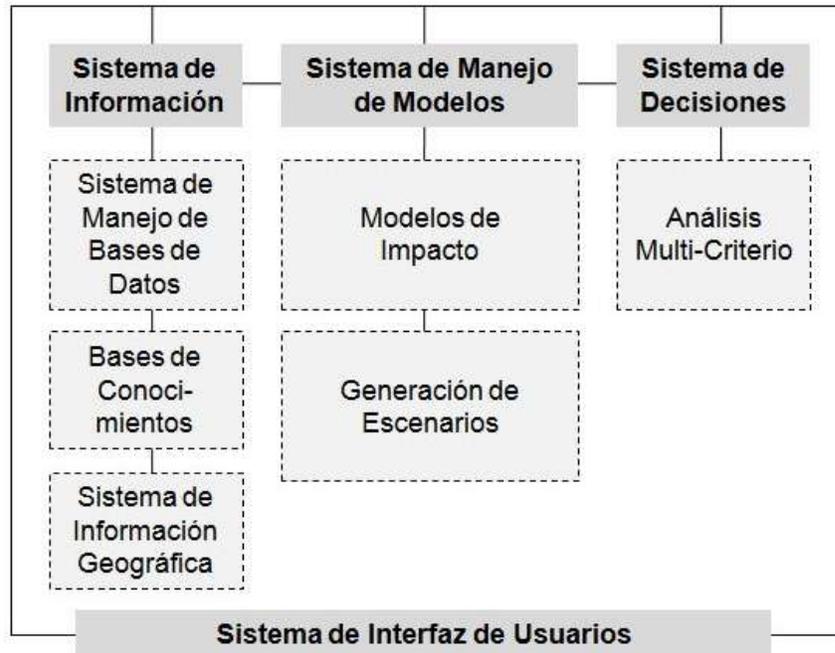


Figura 2-3: Estructura de un SSD (modificado de Paruccini, 1994)

Durante las Fases II y III, son útiles los Modelos de Simulación, el Enfoque Sistémico, Sistemas de Expertos, y Bases de Conocimientos (Knowledge Bases). Estos ayudan a identificar y cuantificar las relaciones causa-efecto y así expanden el conocimiento del usuario sobre el funcionamiento del sistema y las posibles consecuencias de sus decisiones. Los sistemas se llaman “*model-driven*” cuando se basan principalmente en modelos de simulación y/u optimización. Los *Sistemas de Expertos* generalmente manejan información “suave”, y son especialmente útiles cuando no existen modelos, faltan datos exactos o algunos de los factores relevantes no son cuantitativos. Sin embargo, han resultado menos útiles en la gestión de agua subterránea, ya que difícilmente se puede imaginar un “experto acuífero” que no cuenta con datos de modelos numéricos. “Knowledge Bases” son un tipo heurístico de soporte de decisión usando el constante mejoramiento mediante un proceso de prueba y error.

Para la cuarta fase se aplican las herramientas de *Análisis Multi-Criterio (AMC)* o la *Optimización*. La diferencia más importante consiste en el conjunto de alternativas posibles: El AMC ordena un conjunto finito de alternativas discretas, los cuales el TD escoge previamente con base en la información existente. Mediante esta técnica se pueden combinar diferentes tipos de criterios (cuantitativos, “fuzzy”, cualitativos) de manera fácil, sin embargo existe el riesgo que la “mejor” solución se omita desde un principio. Los modelos de optimización por el otro lado, toman en cuenta un conjunto infinito y continuo de alternativas, limitado por restricciones y optimizado mediante una función objetiva. Esto es directo en problemas de decisión que consisten en variables físicas y/o económicas, y las cuales se pueden relacionar fácilmente por expresiones matemáticas. Sin embargo esta técnica aumenta en complejidad en casos donde (i) los datos son escasos o (ii) involucran un alto grado de incertidumbre, o (iii) las relaciones no son cuantificables. Teniendo dimensiones múltiples, los problemas reales en su mayoría requerirán técnicas de optimización multi-objetivo, que implican un enfoque combinado: No resultan en una solución óptima, si no un conjunto de soluciones pareto-óptimas, de las cuales se tendrá que escoger la solución más apta usando otras técnicas como AMC.

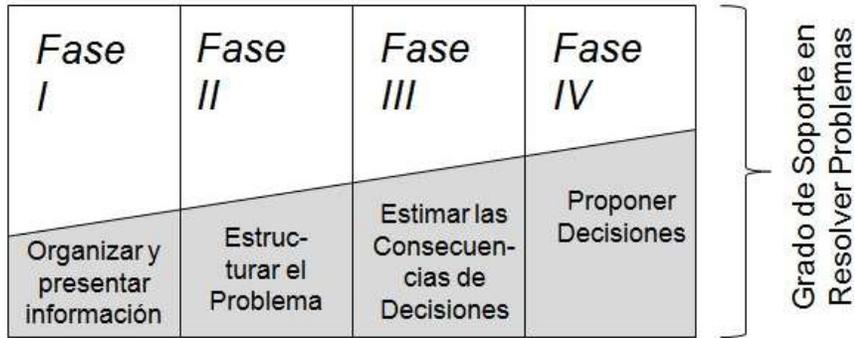


Figura 2-4: Grado de Soporte de Decisiones con SSD (modificado de McLeod, 1998)

2.4 Análisis Multi-Criterio

En decisiones basadas en un único criterio es fácil de encontrar una alternativa que supere a las demás. Sin embargo, los problemas en el mundo real tienen dimensiones múltiples. Por eso, se han desarrollado diversos algoritmos para el análisis de decisiones que ordenan diferentes alternativas de acuerdo a varios criterios, así en los años 60 surgió una nueva disciplina— el Análisis Multicriterio (AMC).

Existen dos campos fundamentales en el AMC: (i) *Multiple Attribute Decision Making* (MADM), y (ii) *Multiple Objective Decision Making* (MODM). El primer enfoque implica que se encuentra la mejor solución para un problema a partir de un conjunto limitado de opciones las cuales están descritas por sus atributos. En el segundo enfoque el conjunto de opciones puede ser casi infinito, sin que éstas tengan que estar predefinidas explícitamente. (Como los procesos de optimización, el MODM proporciona más bien un marco matemático para diseñar un conjunto de alternativas para la decisión.) Ya que en la presente aplicación se buscan soluciones para un conjunto finito de alternativas (lease escenarios, los cuales diseña el usuario con el SSD), aquí solo se consideró MADM. Para facilitación, de aquí en adelante se usará el término AMC refiriéndose a las técnicas MADM.

2.4.1 Principios

La meta del AMC es ordenar diferentes alternativas de acuerdo a criterios múltiples. Para esto, se construye una matriz de decisión, evaluando el desempeño de las alternativas predefinidas con respecto a criterios relevantes de decisión (costos, desempeño, ganancia,...). Se evalúa cada alternativa mediante un puntaje en cada criterio, los cuales se agregan, y se comparan las alternativas de acuerdo a los resultados agregados (Figura 2-6). En esta matriz las alternativas presentan los diferentes escenarios de gestión que el TD quiere evaluar y comparar. En forma general, un *criterio* es un indicador que representa la deseabilidad de una opción. En AMC el concepto de *criterio* incluye tanto a atributos como a objetivos. Un atributo es una propiedad cualitativa o cuantitativa que se mide o estima. Un objetivo es una noción sobre el estado deseable de un criterio de decisión. Funcionalmente relacionados con los atributos, los objetivos indican las direcciones del cambio positivo (p.e. minimizando la contaminación), (FEEM 2006).

Para comparar las alternativas, se tiene que construir un “modelo de preferencia” (Fernández-Barberis 2002), que incluye:

- información intra-criterio, expresando preferencias entre diferentes alternativas para un mismo criterio
- Información inter-criterio, expresando preferencias entre los diferentes criterios.

Se usa la información intra-criterio para ligar los atributos con los objetivos (o para traducir “desempeño directo” a “desempeño relativo”, FEEM 2006), lo que se realiza con i) la indicación si hay que

minimizar/maximizar cierto criterio en un rango, ii) normalizando los atributos de este criterio a un rango (p.e. 0-1) o usando funciones específicas (funciones de valor o preferencia).

Mientras una alternativa puede considerarse fuerte con respecto a criterios económicos, otra opción será preferible de acuerdo a criterios ambientales. Para evitar la ocurrencia de alternativas incomparables, entonces es útil la información inter-criterio: Como dos o más criterios rara vez tendrán exactamente la misma importancia para el TD, se asigna un peso relativo a cada uno de ellos, representando su significancia para la decisión final. Finalmente, se evalúan todas las alternativas con respecto a cada criterio, multiplicando los valores individuales con sus pesos respectivos. En un posterior paso se usa un algoritmo como regla de decisión para ordenar las alternativas.

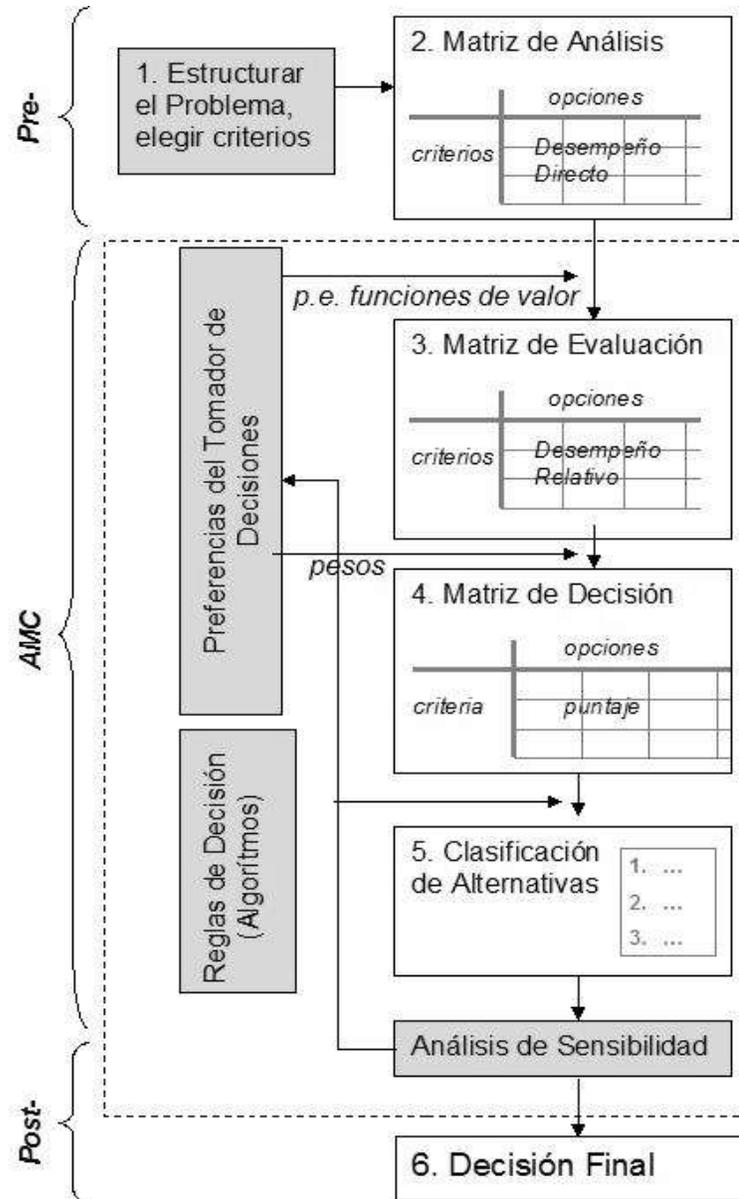


Figura 2-5: Pasos del proceso AMC, adaptado de mDSS4 (FEEM 2006)

A estos pasos del AMC en inglés se les descifra como el método COWS (Tabla 2-1).

Tabla 2-1: Pasos del Análisis Multi-Criterio

C	<i>riteria</i>	Desarrollar una lista de criterios de decisión
O	<i>ptions</i>	Identificar opciones/alternativas
W	<i>eights</i>	Asignar un peso a cada criterio, basado en su importancia para la decisión final
S	<i>cores</i>	Evaluar cada alternative contra cada criterio. El desempeño final de cada alternative se calcula de acuerdo a los valores y pesos de sus criterios.

2.4.2 Diferentes Técnicas AMC

Casi todas las metodologías comparten pasos similares en la construcción de la matriz de decisión (Figura 2-6). Sin embargo, cada método AMC puede tener un algoritmo diferente para sintetizar la información de esta matriz para jerarquizar a las alternativas (Yoe, 2002).

En el Anexo A se exponen brevemente algunos algoritmos básicos, para representar las diferencias más esenciales. Sin embargo, esta lista no está completa y en la práctica existe una gran variedad de combinaciones, incluyendo a algoritmos mucho más sofisticados que combinan las fortalezas de diferentes métodos. Se comparan en el Anexo:

- Métodos sencillos de adición
- Funciones de preferencia
- Comparación por pares
- Métodos jerárquicos
- Métodos de sobre-clasificación

Para más información sobre el proceso de toma de decisiones y las herramientas de análisis multicriterio en especial, además de la literatura citada y el anexo, el lector es referido por ejemplo a las siguientes fuentes: Bardos et al. (2001) revisó la aplicación de diferentes herramientas (no sistemas!) de soporte de decisión en la remediación de la calidad de agua subterránea y provee una introducción concisa al proceso de toma de decisiones en general. Kiker et al. (2005) presentan una revisión extensa de las diferentes técnicas de MCA y aplicaciones para la gestión de sitios contaminados, participación de usuarios y gestión ambiental. Descripciones de las diferentes técnicas MCA también están incluidos en Linkov et al. (2006).

2.5 Marco Teórico-Metodológico

El marco metodológico de este trabajo es el campo de la Ingeniería de Soporte de Decisiones (Decision Support Engineering, DSE), desarrollado a principios de los 1990tas para llenar el vacío entre la investigación y práctica en el desarrollo de SSD's (Saxena 1991). Ésta metodología toma un enfoque ingenieril hacia el diseño de SSD's y se basa en un modelo de ciclo de vida del proceso de diseño, incluyendo las siguientes 6 fases (Sage 1991):

- Definición del problema y evaluación de la viabilidad de un SSD
- Análisis de la tarea de decisión
- Ingeniería de Requerimientos (IR)
- Diseño preliminar
- Diseño detallado y prototipos
- Evaluación por parte de usuarios y adaptación

El alcance de este trabajo abarca las primeras 4 fases “pre-diseño”, con un énfasis especial en la Ingeniería de Requerimientos (IR). Esta disciplina se basa en que la medida principal para el éxito de un sistema de software es el grado en que éste cumple el propósito para el cual fue desarrollado. Para hablar de manera general, la ingeniería de requerimientos de un sistema de software es el proceso de revelar y aclarar este propósito, identificando los grupos de interés y sus necesidades, así como documentando éstas en una forma que se puede analizar, comunicar e implementar subsecuentemente. Un requerimiento se define como: “una descripción de una condición o capacidad que debe cumplir un sistema, derivada de una necesidad de usuario identificada” (Arias-Chaves, 2005).

Existen dos tipos de requerimientos: Los requerimientos funcionales son los que definen las funciones que el sistema será capaz de realizar, describen las transformaciones que el sistema realiza sobre las entradas para producir salidas. Es importante que se describa el ¿Qué? y no el ¿Cómo? se deben hacer esas transformaciones. Estos requerimientos al tiempo que avanza el proyecto de software se convierten en los algoritmos, la lógica y gran parte del código del sistema. Por otra parte los requerimientos no funcionales tienen que ver con características que de una u otra forma puedan limitar el sistema, como por ejemplo, el rendimiento (en tiempo y espacio), interfaces de usuario, fiabilidad (robustez del sistema, disponibilidad de equipo), mantenimiento, seguridad, portabilidad, estándares, etc (op. Cit.).

Es muy frecuente escuchar entre los conocedores del desarrollo de software, que un gran número de los proyectos de software fracasan por no realizar una adecuada definición, especificación, y administración de los requerimientos (Arias-Chaves, 2005). Nuseibeh y Easterbrook (2000) mencionan algunas de las dificultades en el proceso de IR: Los usuarios potenciales de un SSD pueden ser numerosos y tener objetivos diferentes y contrastantes. En otros casos sus metas pueden ser no-explicitas y difíciles de articular. (Hay que destacar también que el lenguaje del usuario a menudo va a diferir de los términos que entiende y usa el desarrollador.) En general puede haber muchas restricciones que limitan la realización de las expectativas de los usuarios. Éstas pueden ser relacionadas a la experiencia del desarrollador del SSD, la disponibilidad de datos o la viabilidad técnica/económica.

Por ende, Saxena (1991) caracteriza el diseño de Sistemas de Soporte de Decisiones como un proceso de negociación entre:

- La percepción del usuario de la oportunidad de apoyo
- La percepción del diseñador de las necesidades de apoyo así como sus habilidades técnicas
- Una valoración normativa y racional de las necesidades de apoyo y las tareas de decisión.

3 METODOLOGÍA Y ALCANCE

Como ya se mencionó, el alcance de este trabajo abarca las primeras 4 fases (“pre-diseño”) del desarrollo de un SSD, con énfasis especial en la *Ingeniería de Requerimientos (IR)*. De acuerdo a la metodología DSE (ver Cap. anterior) durante las fases pre-diseño se requiere recopilar información sobre (i) la situación de decisión, (ii) los componentes y herramientas del sistema y (iii) las necesidades de apoyo de los usuarios. Para esto, se llevaron a cabo básicamente dos pasos:

Primero, se analizó la gestión del Acuífero del Valle de San Luis Potosí como un caso típico Mexicano que refleja los problemas y enfoques actuales, así como el marco general físico y de gestión que encontramos en muchos acuíferos en México que enfrentan una explotación insostenible. Se definieron y contactaron los agentes locales responsables para la gestión del agua subterránea; y basado en entrevistas (Anexo B), visitas de campo y la revisión de los planes y reportes técnicos provistos por las instituciones locales, se caracterizaron el estado, uso y gestión de los recursos de agua, así como el papel de las diferentes instituciones. Los problemas que surgen de las presiones por la alta demanda, las prácticas de gestión y la disponibilidad limitada del recurso de los recursos locales definen las decisiones que enfrentan los agentes responsables, y por ende han sido analizados. Otro insumo importante para el análisis de requerimientos es la disponibilidad de datos relevantes sobre los recursos de agua y prácticas de uso. El análisis de este estudio de caso se describe en el Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

Segundo, se llevó a cabo una revisión general de la aplicación de SSD's en la gestión de agua a nivel internacional, con el fin de: (i) conocer el estado de arte de las aplicaciones de SSD's en la gestión de agua, (ii) conseguir una noción del marco de tiempo y trabajo asociado al desarrollo de un SSD, (iii) asegurar que se consideran en este trabajo las discusiones y logros recientes – en términos de diseño de SSD's así como en enfoques para la gestión de agua, (iv) obtener una impresión sobre las técnicas y herramientas que posiblemente se podrían aplicar y (v) decidir si se debería desarrollar un sistema propio o de que manera se pueden usar, combinar y adecuar herramientas existentes.

La búsqueda se realizó usando las bases de datos Georef y Geobase. Las palabras claves usadas y número de resultados se muestran en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1: Especificaciones y resultados cuantitativos de la búsqueda

Palabras clave	Resultados GEOBASE	Resultados GeoRef
Decisión + soporte + aguas subterráneas	155	100
Decisión + soporte + aguas subterráneas + gestión	124	63
Decisión + soporte + sistema + aguas subterráneas + gestión	88	41
Decisión + sistema de soporte + agua + asignación + gestión	20	5

Las referencias halladas se filtraron según disponibilidad del documento y relevancia y se clasificaron de acuerdo al campo de aplicación en los siguientes temas:

- Gestión Integrada de Cuencas
- Gestión de Aguas Subterráneas
- Protección y remediación de la Calidad de las Aguas Subterráneas
- Prevención de inundaciones/control
- Reseñas / Foco teórico
- Agua y agricultura
- Gestión de aguas urbanas
- Efectos de acciones del uso de la tierra sobre la calidad del agua
- Operación de presas
- Otros

Los resultados de esta revisión se exponen en el Capítulo **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

Basado en la caracterización del estudio de caso y la revisión de aplicaciones previas de SSD's, se llevaron a cabo los siguientes 2 pasos de Ingeniería de Requerimientos (RE), basado en Nuseibeh y Easterbrook (2000):

a) Extracción de Requerimientos (Requirements elicitation):

Basado en la definición del problema, se tienen que especificar los **componentes y fronteras** del sistema. Esto obviamente influye sobre todos los pasos subsecuentes.

El próximo paso importante es la identificación de los grupos de interés (**stakeholders**) – que puede incluir clientes (que pagan para el sistema), desarrolladores (que diseñan, construyen y mantienen el sistema) y usuarios (que interactúan con el sistema en su trabajo). La identificación de estos grupos ayuda en obtener información tanto sobre la situación de decisión como la situación de desarrollo del sistema.

Una vez que se han identificado los usuarios, el fin de la obtención de requerimientos es el de adquirir información sobre sus necesidades de soporte y formalizar éstas en consultas/tareas específicas (**queries**) para el SSD. Éstas definen las funciones del SSD. En casos donde los usuarios tienen problemas para definir sus necesidades, el diseñador tiene que extraer la información directamente del análisis de las situaciones de decisión que enfrentan los usuarios durante su trabajo, y los problemas que surgen en éstas. Otro punto es que los usuarios normalmente no son homogéneos, y se requiere caracterizar las necesidades de diferentes clases de usuarios, como usuarios principiantes, expertos, usuarios ocasionales, etc.

Como ya se mencionó, en este trabajo la fase de extracción de requerimientos se basa en el análisis del estudio de caso en SLP. Existen varias técnicas para la obtención de requerimientos (ver Nuseibeh y Easterbrook 2000, Saxena 1991) – de los cuales se usó el enfoque tradicional, incluyendo la consulta de estudios previos y reportes técnicos sobre la región, el contexto y los problemas en la gestión, así como entrevistas con actores locales importantes. Además es común que se analicen distintos sistemas ya desarrollados que estén relacionados con el sistema a ser construido. Por un lado, podemos analizar las interfaces de usuario, observando el tipo de información que se maneja y cómo es manejada, por otro lado también es útil analizar las distintas salidas que los sistemas producen (listados, consultas, etc.) (Arias-Chaves, 2005). Lo mismo se hizo en el presente trabajo mediante la revisión de aplicaciones de SSD's a nivel internacional.

Se describen los resultados de la extracción de requerimientos en el Capítulo **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**: el dominio y los componentes del sistema, la definición de los usuarios potenciales del SSD, una lista de medidas de gestión que determinan las funciones que potenciales usuarios pueden exigir del SSD y en combinación definen los escenarios, y algunos requerimientos para los componentes y funciones del SSD.

b) Modelación y Análisis de Requerimientos (Requirement Modeling and Analysis)

La próxima fase de trabajo consistió en un análisis de las decisiones específicas que están implícitas en la evaluación de las medidas de gestión que se incluyen en el SSD. De los problemas y deficiencias actuales en la gestión (p.e. falta de datos, de enfoques integrados, etc.) se derivaron las necesidades y oportunidades de soporte de decisión. La pregunta clave era: “¿Qué funciones y componentes necesita el SSD para poder cumplir con cada tarea específica?”. Subsecuentemente, se buscó un compromiso entre

estas necesidades de soporte de decisión y las restricciones existentes en el desarrollo, las últimas siendo sobre todo:

- herramientas y ambientes SSD disponibles (basado en la revisión)
- datos disponibles (basado en el estudio caso)
- restricciones resultando del marco de desarrollo (marco de tiempo y recursos del proyecto, habilidades y conocimientos de los desarrolladores).

Se describen los resultados de este análisis en el Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, el cual presenta un **concepto general** preliminar para un SSD para gestión de agua (describiendo la arquitectura general, especificaciones del interfaz gráfico, casos de uso y módulos), así como los **requerimientos específicos** (funcionalidades) para cada módulo del SSD.

Un resumen de los pasos generales del proceso de ingeniería de requerimientos se presenta en la **Figura 3-1**. Cabe señalar que el alcance de este trabajo no incluye al diseño del SSD tal cual, pero proporciona la base y las especificaciones necesarias para posteriormente poder diseñar un sistema en colaboración con un programador de software. En otras palabras, el presente trabajo proporciona una descripción detallada del “QUE” (¿qué funcionalidades tiene que tener un SSD para gestión de agua?), pero sólo conclusiones generales sobre el “COMO” (un modelo conceptual general de cómo proporcionar estas funcionalidades).



Figura 3-1: Pasos de trabajo – Análisis de Requerimientos Diseño Preliminar (elaboración propia, basado en Sage, 1991 y Saxena, 1991)

4 ANÁLISIS DEL ESTUDIO DE CASO VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ

Regresando a los objetivos de la presente tesis, el propósito de este estudio de caso es aportar elementos para el análisis de requerimientos para el desarrollo del SSD en el marco de un problema real y típico del manejo de aguas subterráneas en México¹. No es el propósito hacer una aplicación del sistema para la zona de SLP; aunque, sin duda, esto será uno de los pasos siguientes en el proyecto.

En este capítulo se dará una descripción general de las bases del caso de estudio e se introducirán y estructurarán los problemas locales junto con los enfoques que han sido previstos para solucionarlos. Ésta exploración será la base del análisis de requerimientos requerido puesto que el SSD estará diseñado para analizar asuntos específicos y aportar funciones que efectivamente coadyuven en el proceso de solución de problemas en el mundo real.

El capítulo también debe ilustrar al lector la razón de elegir el Acuífero del Valle de San Luis Potosí como caso de estudio: la urgencia y el alcance de sus problemas, su representatividad ante a una multitud de casos mexicanos, una cierta madurez del marco institucional, un profundo interés y disposición de los actores, y -relacionado con lo anterior- el acceso a un amplio espectro de información y estudios disponibles. La misión del proyecto SSD es proveer a las organizaciones de usuarios una herramienta donde la información existente y el conocimiento científico se integren útil- y comprensivamente para aportar las bases que les permitan ofrecer distintos servicios a usuarios y gobiernos. Naturalmente, el proyecto sólo puede funcionar en un marco en el que el COTAS esté dispuesto a asumir este papel y dónde los demás interesados, como la CNA y las autoridades estatales, estén al menos parcialmente dispuestas a renunciar a su monopolio de información. En San Luis Potosí el COTAS ha identificado por sí mismo éstas necesidades, y -pese a algunos problemas- hay ya cierta experiencia positiva de cooperación interinstitucional.

4.1 Descripción física

El Acuífero del Valle de San Luis Potosí (2411) está localizado en la “Región Central” del Estado de San Luis Potosí en el centro de México, entre 21°54'54" y 22°28'15" al norte, y 101°13'44" y 100°37'38" al oeste (Figura 4-1).

Tiene una extensión de aproximadamente 1980 km² (CONAGUA 2002) y subyace al territorio de 5 municipios: San Luis Potosí (SLP), Soledad de Graciano Sánchez (SdGS), Cerro San Pedro (CSP), Mexquitic de Carmona y Zaragoza. LA capital del primero es al mismo tiempo la capital del estado y forma junto con el municipio de Soledad de Graciano Sánchez (SGS) un área conurbana con cerca de 1.13 millones de habitantes en 2003 (INTERAPAS, 2003). De ahí que el acuífero (No. 2411) puede considerarse un acuífero esencialmente urbano.

El acuífero de SLP está localizado debajo de una cuenca endorreica que forma parte de la provincia fisiográfica Mesa Central, la parte meridional de la Meseta Mexicana. El valle central tiene una elevación media de 1840 msnm y está formada por una fosa tectónica rectangular limitada por fallas escalonadas en dirección Norte-Sur. La Ciudad de San Luis Potosí está localizada en el sur del valle. La creciente zona urbana está situada en el piedemonte de la Sierra San Miguelito, la cual es un pilar tectónico formado de rocas volcánicas que limita el valle en sus márgenes occidentales y sudoccidentales y que presenta cuevas

¹ Las razones porqué se considera típico y con mucha transferibilidad a otros casos en México se resumen en la parte de la discusión, Capítulo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

altamente empinadas y elevaciones de hasta 2700 msnm. Esta sierra es considerada la principal zona de recarga del acuífero y una gran parte del escurrimiento de la cuenca se genera ahí, escurriendo en dirección hacia la ciudad (CONAGUA 2005b). En su costado oriental el valle está limitado por la Sierra de Álvarez, otro pilar tectónico formado por rocas calcáreas cretácicas intensamente plegadas. La fosa tectónica sigue hacia el sur donde sólo una pequeña barrera hidráulica lo separa del acuífero de Villa de Reyes. En su costado septentrional el valle es separado del Valle de Villa de Arista por un conjunto de cerros llamado Alto de la Melada (COTAS 2005).

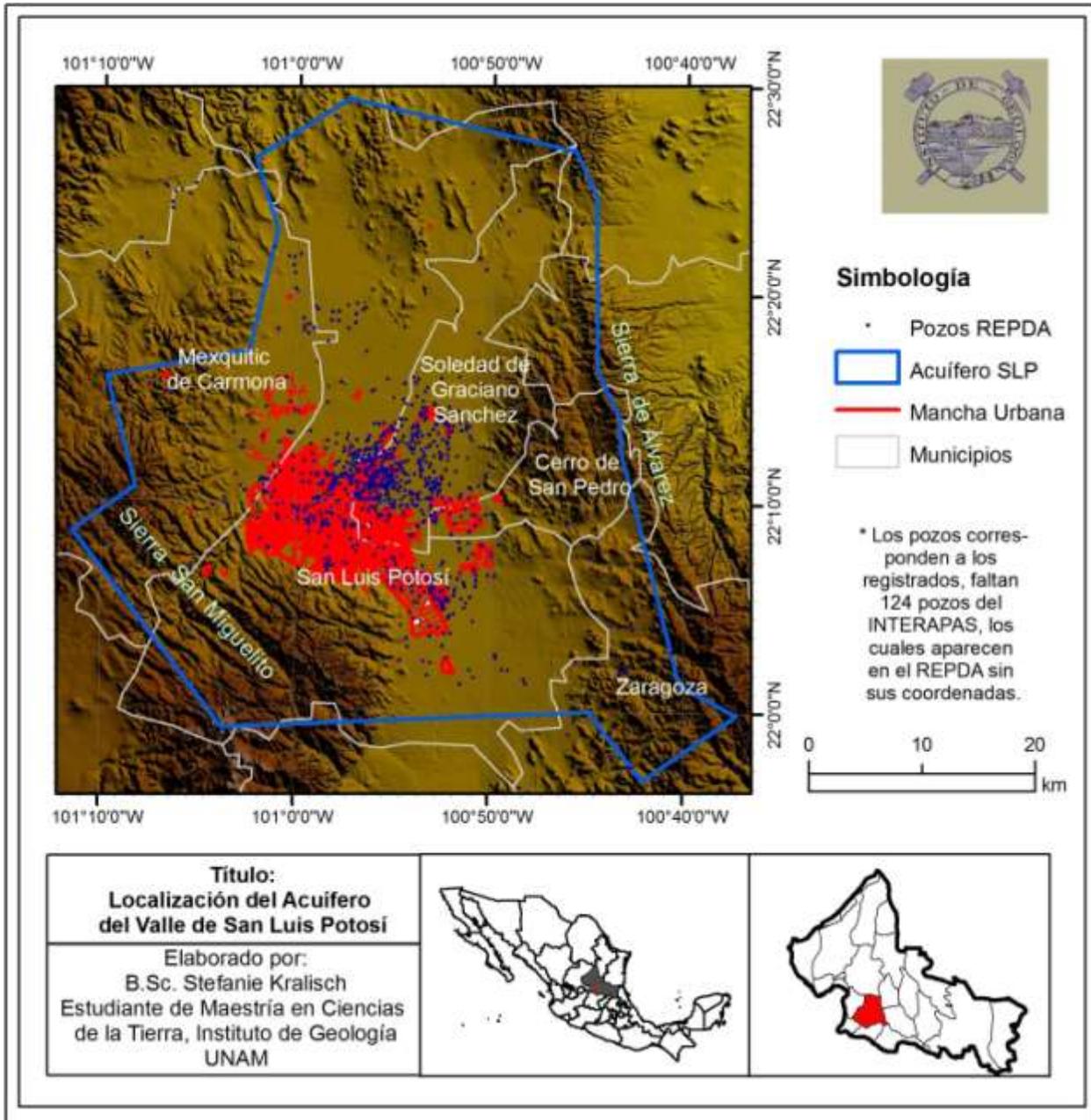


Figura 4-1: Mapa del área de estudio – municipios y límites del acuífero 2411

Geología

La fosa tectónica que forma el Valle de San Luis Potosí (desarrollado durante el oligoceno) se ha rellenado con material piroclástico y lacustre alcanzando una profundidad de 50 a 300m (CONAGUA, 2002). Cardona (2005) describe una profundidad de hasta 500m en el centro del valle). Debajo de estos sedimentos se encuentra una secuencia de lava riolítica y material piroclástico (tobas, ignimbritas y brechas) con un grosor de 400 a 500m. Estas rocas volcánicas componen la Sierra San Miguelito, situada en el sudoeste. Cubren a sedimentos marinos cretáceos y calizas que solo afloran en la Sierra de Álvarez en el oriente (Cerro de San Pedro). Esta última es un anticlinal en dirección NNO, que tiende a formar cavernas y dolinas al pie de su flanco oriental (Región Río Verde), mientras que en su flanco occidental más corto, en dirección al valle de SLP, las calizas presentan una composición más bien arcillosa y están cubiertas de rocas arcillosas calcáreas del cretácico superior (Martínez, 1997).

Tabla 4-1: Secuencia geológica en el Valle de San Luis Potosí (Hergt, 2006)

Cuaternario (Qal) 2Ma - Presente	Arenas, limos y gravas	Espesor 100 m
Terciario (TGU) 26 – 2 Ma	Arena fina y limo	Espesor 50 – 150 m
	Gravas, arenas, limos y arcillas, toba y ignimbritas	Lentes intercalados debido a la erosión en los márgenes del graben 500 – 600 m
Terciario Medio (Tv) 44-26 Ma	Flujos de lava, toba y ignimbritas	Sierra de San Miguelito Espeso 1700 m
Terciario Temprano 65 – 44 Ma	Rocas félsicas (riolitas)	
Cretácico 75 – 65 Ma	Calizas	Sierra de Álvarez, roca más antigua que aflora en la región

Clima

El clima en la zona de San Luis Potosí es semiárido, con tres tipos dominantes: seco templado con veranos cálidos (Köppen BSk) en la parte central de la zona urbana, muy seco templado (Köppen BWk) en la zona septentrional y semiseco templado en el piedemonte. Con una precipitación media anual de alrededor 400 mm/a y una evaporación media de 2039 mm/a, la zona presenta un déficit de agua en todo el año (COTAS, 2005). La temporada de lluvia dura de junio a septiembre, cerca del 70% de la lluvia cae durante estos cuatro meses. Los eventos de lluvia son muy intensos, por lo que la precipitación anual cae en tan sólo 50 días (Tabla 4-2). Con respecto a microclimas, las condiciones topográficas y atmosféricas en el valle causan extremas variaciones locales en la intensidad y distribución de la precipitación.

Tabla 4-2: Estadística de los datos de precipitación (elaboración propia, basado en datos de 1964-2004 de la estación “Observatorio” del SMN)

	Ene	Feb	Mar	Abril	Mayo	Jun	Ju	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
Promedio mm/mes	16.3	6.6	9.0	16.7	30.4	64.9	68.2	49.1	64.1	25.2	7.2	9.7	367.5
desv. Estandard	15.6	7.3	10.4	15.7	20.3	34.1	38.6	30.5	33.4	16.4	6.8	9.3	
# de datos 1964-2004	39	41	43	40	40	40	43	39	39	40	40	39	
días con lluvia	2.3	1.5	1.6	2.3	5.1	7.6	8	7.15	8.2	4.8	1.75	1.9	
máx mm/mes	119.5	42.2	88.4	90.8	95.4	204	266	136	154	73	38.1	98	

Hidrología

El valle de San Luis Potosí es parte de una cuenca endorreica perteneciente a la cuenca El Salado en la región hidrológica RH-37, y a la subcuenca “Presa San José”. Puede dividirse en 35 subcuencas de captación con corrientes de agua efímeras e intermitentes, la mayoría de las cuales se origina en la Sierra

San Miguelito. Los principales arroyos son el Río Santiago, que cruza la zona urbana de oeste a este, y el Río Española que corre del sur hacia el oriente. La mayor parte del año se encuentran secos o solo cargan efluentes de aguas residuales. Sin embargo, año con año, durante la temporada de lluvias la ciudad enfrenta importantes problemas de inundación originados por los pendientes fuertes, los abruptos cambios al pie de la Sierra y el régimen hidrológico semiárido, a lo que se agregan los cambios en el uso de suelo, la creciente urbanización y las alteraciones hidrológicas y morfológicas de los lechos de los ríos. El escurrimiento en la Sierra se retiene y almacena en 8 presas en la parte alta de la cuenca, de los cuales solo 2 se usan para el abastecimiento de agua potable (INTERAPAS 2005).

Suelo

Así como el tipo de suelo es importante para su uso -puesto que determina el potencial agrícola y forestal-, lo es también para los procesos hidrológicos e hidrogeológicos al afectar la recarga y el escurrimiento. Debido al clima seco en la región de estudio los procesos físicos de intemperismo dominan sobre los químicos, dando como resultado suelos jóvenes. Éstos se forman por la disgregación de material volcánico y calcáreo trasladado por procesos coluviales y aluvial y depositado en el piedemonte y el valle, principalmente durante la temporada de lluvias.

La textura del suelo generalmente está clasificada como media (INEGI 2002). En gran parte de la zona montañosa la profundidad del suelo está limitada por el contacto lítico a 50cm o menos (litosoles eutricos). Pero también grandes extensiones de los depósitos aluviales en el valle y el piedemonte presentan límites físicos en forma de una capa dúrica en los primeros 50 o 100 cm, que podrían ser formada de carbonato de calcio secundario en la región occidental (xerosoles háplicos) y por tepetate en las regiones meridionales y orientales (phaeozems háplicos). (Solo lo último se pudo confirmar durante visitas de campo², ya que se detectaron capas duras de sílice tanto en puntos de la zona urbana como en la zona agrícola. Eso es congruente con las altas concentraciones de este elemento tanto en los suelos como en el agua subterránea.)

Podrían haber excepciones importantes en los lechos actuales y anteriores de las numerosas corrientes efímeras de agua (fluvisoles) -especialmente en términos de recarga potencial-, pero al momento de escribir esta tesis no se encontró disponible un estudio edafológico detallado.

4.2 Población y crecimiento

El acuífero del valle de SLP sufre de agua al 46 % de la población total del estado, (Trueba et al. 2007) La población en el área de estudio es predominantemente urbana. En los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sanchez este sector de la población representa el 95 y 94 % respectivamente. Una parte de Soledad de Graciano Sanchez ha sido integrada a la Ciudad de San Luis Potosí, donde se ha formado una zona conurbada de 230 km² en total. El crecimiento poblacional ha estado arriba del promedio nacional de manera continua los últimos 30 años. Mientras que en San Luis Potosí y Cerro de San Pedro han dejado de crecer, Soledad de Graciano Sanchez constituye la zona de mayor crecimiento y urbanización. Por otro lado, en el resto de los municipios lo que predomina es la población rural.

En el 2003 el INTERAPAS estimó una población total de 1,130,913 habitantes en la zona conurbada (INTERPAS, 2003), basado es sus propias conexiones de agua y en información de la Comisión Federal de Electricidad (CFE). Estos datos parecen ser más realistas que los datos del CONAPO basados en los censos nacionales de población del INEGI. INTERAPAS trabaja con tres escenarios de crecimiento que elevan la población a 1.1, 1.4 y 1.5 millones de habitantes hacia el 2020 (INTERPAS). Las proyecciones de crecimiento poblacional oficiales (Tabla 4-3) se ven muy conservadoras comparadas con los proyectos

² Con la Dra. Eloisa Dominguez y la Ing. Marie-Carmen Salazar, estudiante del posgrado en Ciencias de la Tierra.

de desarrollo en puerta para los siguientes 10 a 15 años: Ciudad Satélite es un desarrollo urbano planeado para aproximadamente 120,000 habitantes, la instalación de General Motors estará acompañada por la construcción de viviendas, y la iniciativa privada está solicitando otro desarrollo urbano al sur de la zona conurbada con aproximadamente 150,000 habitantes en viviendas de bajo costo (IMPLAN, 2007).

Tabla 4-3: Proyección del crecimiento poblacional en los 3 municipios (elaboración propia con datos de la CONAPO)

	1990	1995	%/a crec	2000	%/a crec	2005	%/a crec	2010	%/a crec	2020
CSP	2,274	3,086	7.14	3,404	2.06	3,278	-0.74	3,148	-0.79	2,737
SLP	525,733	625,466	3.79	670,532	1.44	730,950	1.8	785,010	1.48	857,077
SdGS	132,979	156,498	3.54	180,296	3.04	226,803	5.16	269,512	3.77	350,823
Total	660,986	785,050	3.75	854,232	1.76	961,031	2.5	1,057,670	2.01	1,210,637

Aspectos importantes del proceso de urbanización:

Las tierras que rodean la ciudad de San Luis Potosí son de propiedad ejidal; sin embargo, desde que la propiedad social del ejido pudo ser disgregada a partir de 1992, los desarrolladores de bienes raíces han tenido menos obstáculos para construir hacia el oriente, donde los precios de la tierra son substancialmente inferiores. Una densificación al interior de la misma zona urbana se ve obstaculizada por los altos precios de los terrenos, ocasionados por la fuerte especulación inmobiliaria. Cabe mencionar que no existe una tendencia visible hacia la construcción vertical, la cual ahorraría terreno y recursos.

El crecimiento del área urbana es un fenómeno que ha adquirido dinámicas nuevas en los últimos años (COLSAN 2005). La zona urbana ha alcanzado la Sierra de San Miguelito y la construcción en pendientes cada vez más empinadas afecta la recarga del acuífero y aumenta los problemas de inundación.

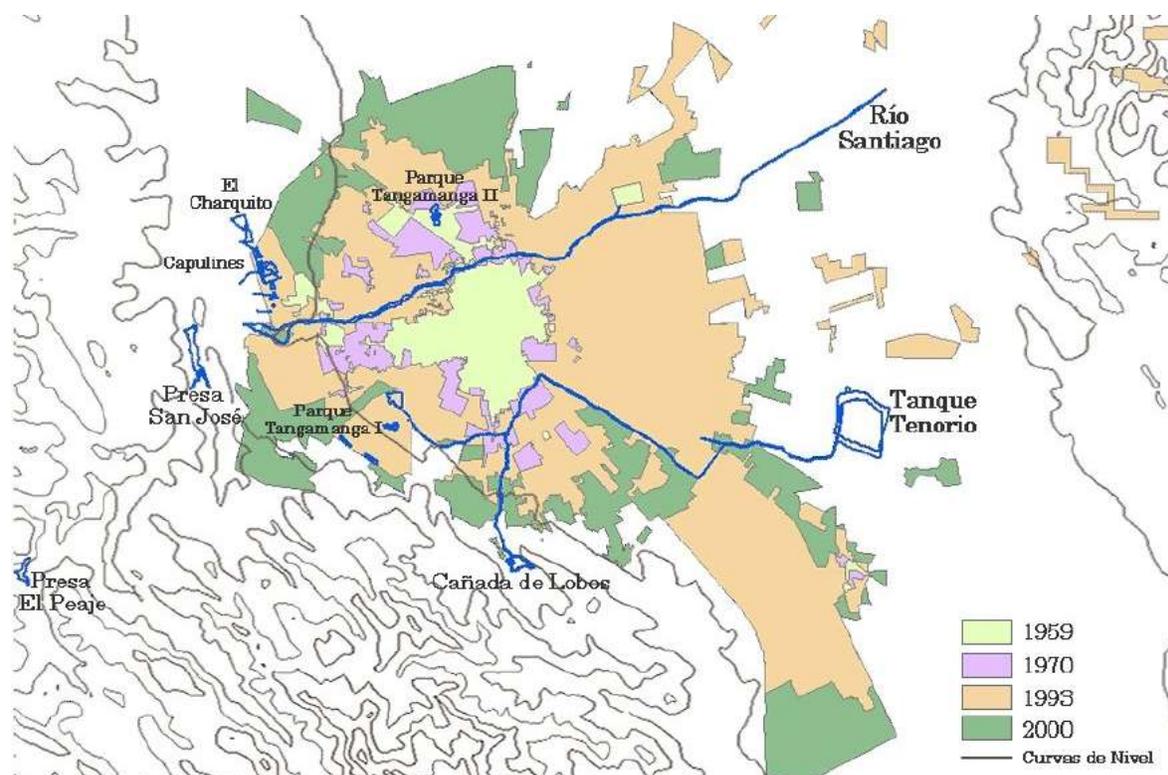


Figura 4-2: Crecimiento urbano de la Ciudad de San Luis Potosí (COLSAN 2005)

Una de las causas de este crecimiento descontrolado es la concentración de las reservas de tierra en pocas manos privadas, lo que genera especulación. Como en el resto del país, los programas de planeación y regulación del uso de suelo prácticamente no tienen efecto en el crecimiento del área urbana y en la demanda de agua. Aún si la urbanización ha sido restringida al norte y el este por el plan estratégico de desarrollo urbano local, hay muchas construcciones que se están llevando a cabo en los piedemontes de la Sierra San Miguelito designada originalmente como reserva natural y área de recarga o sólo para uso forestal. Los desarrollos en las faldas y al pie de la sierra al oeste de la ciudad son principalmente para la clase alta, gozando de bellos paisajes, campos de golf y los últimos arroyos y manantiales naturales. Como ya se ha mencionado, las pendientes en la SSM son empinadas y los suelos son muy poco profundos, por lo que fácilmente se erosionan al faltar la vegetación natural.

La falta de planeación en los procesos de urbanización es un problema generalizado pues las construcciones son emprendidas principalmente por desarrolladores privados de bienes raíces, lo que origina desarrollos sin la adecuada infraestructura ni suministros básicos. Este tipo de crecimiento urbano junto con los programas gubernamentales de construcción de viviendas de bajo costo también han conducido a una creciente fragmentación de la ciudad en zonas ricas y pobres, así como a la disgregación entre la vivienda, el comercio y los servicios.

4.3 Aspectos Económicos

El valle de SLP es un polo de desarrollo, y su crecimiento urbano y económico es a la vez inevitable y promovido por el gobierno del estado. Esto naturalmente genera presiones sobre los recursos locales y restringe considerablemente el alcance y la eficacia de la planeación local y posibles medidas de conservación. El 79.4 % del producto interno bruto del estado es generado en la aglomeración urbana del valle de SLP, la cual alberga el 60 % de la población urbana. El PIB per cápita de la región central es entre 5 y 12 veces más alta que en el resto del estado, según datos del 2007, y ha estado creciendo de manera sostenida (Trueba et al. 2007). El sector terciario (comercio, restaurantes, hoteles, transporte, finanzas, etc.) representa el 56 % del PIB en el municipio de SLP, el sector secundario (industria, construcción, agroindustria y minería) contribuyen con el 34 % y el sector primario (agricultura, cría de animales, etc.) aporta el 10 %. El mismo predominio del sector servicios se observa en la distribución del empleo (Tabla 4-4).

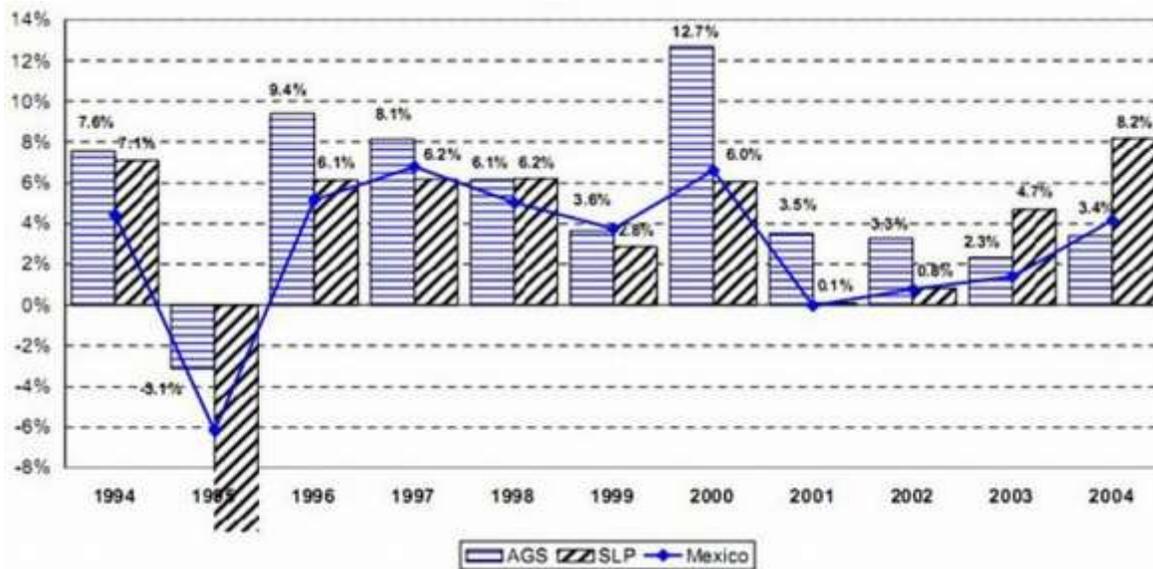


Figura 4-3: Incremento anual del PIB (%) en los estados de SLP y Aguascalientes entre 1994 y 2004, a comparación con el promedio nacional (Trueba et al. 2007).

Tabla 4-4: Población económicamente activa en 2006 (Trueba et al. 2007)

	SLP	SdGS	CSP	Total
PEA total	253227	64744	1035	319006
Primario	1.51	3.7	21.36	2.02
Secundario	32.07	35.54	38.04	32.79
Terciario	63.47	57.57	35.8	62.18
Otros	2.95	3.18	4.8	3.06

Industria

Durante varios siglos, la minería fue la actividad industrial dominante en San Luis Potosí. Con la instalación del ferrocarril (1881-1888) la ciudad adquirió importancia como centro comercial debido a su posición estratégica entre la Ciudad de México y la frontera norte. En los 1940 inició una débil tendencia hacia la industrialización instalando las industrias textil, extracción de materiales de construcción así como productos minerales (Moreno Mata, 1998). Durante los 1960 y 1980 se construyeron dos importantes parques industriales con el objetivo de aumentar la extensión y la diversidad de la actividad industrial. Estos pasaron por dinámicas diferentes hasta que volvieron a crecer con la firma del TLC a mediados de los 1990. Para el año 2004, había 326 empresas registradas en ambos parques industriales, con predominio de las industrias de procesamiento de alimentos y bebidas, automóviles, industria química, textiles, papel, acero e industrias metal-mecánicas. Una gran parte de la actividad industrial está dedicada a la exportación a los EEUU y Canadá, aprovechando la posición estratégica de SLP con una buena infraestructura hacia el norte (COLSAN 2005). Gracias en gran medida a los auspicios del gobierno del estado, General Motors construyó en las inmediaciones de SLP una planta de ensamblaje con capacidad de producir 30 vehículos por hora, que empleará entre 1800 y 2300 personas.

Agricultura

La agricultura de riego se practica sobre todo en la periferia norte y oriental de la zona conurbada (Figura 4-4), con agua de pozo, norias y agua residual. La urbanización, especialmente hacia el oriente, implica cambios en el uso de suelo y conflictos potenciales por agua y tierra entre los usuarios agrícolas tradicionales y el uso público-urbano e industrial.

Los cultivos más importantes en la zona del acuífero son alfalfa y hortalizas (Tabla 4-5). En general, el sector agrícola presenta los mismos graves problemas que todo el campo mexicano, la falta de acceso a los mercados, problemas en las cadenas productivas, baja eficiencia y bajos niveles de tecnificación en el riego, la emigración de los jóvenes a los EEUU, presiones sobre la tierra agrícola (y sobre el agua) por parte de otros sectores (facilitados por la emigración y por la desintegración de los ejidos), y las políticas del gobierno hacia el sector en general, que se centran en la producción intensiva y la exportación de cultivos “con alto valor agregado” y la importación de alimentos básicos. La importación de maíz, trigo, sorgo, frijoles y otros impone una competencia desigual sobre los pequeños y medianos agricultores mexicanos debido a la falta de aranceles, a los bajos precios internacionales y a la dependencia respecto a los grandes intermediarios y agroindustriales transnacionales. Frente a estas condiciones, muchos agricultores optan por vender o rentar sus tierras y derechos de agua.

El caso de Ejido Las Moras (en Mezquitic de Carmona, al noroeste de la ciudad de SLP) puede servir de ejemplo para ilustrar esta perspectiva general. De 540 hectáreas de tierra agrícola sólo se cultivan 40 y el riego se realiza en turnos de 6 horas cada 3 días recurriendo al riego por inundación; esta provisión de agua resulta insuficiente para muchos cultivos (Ortíz 2007). Los orígenes de los problemas que enfrenta este ejido son la migración, la falta de capacitación e información para los agricultores, y la falta de acceso al mercado y a las cadenas de comercialización para los productos agrícolas.

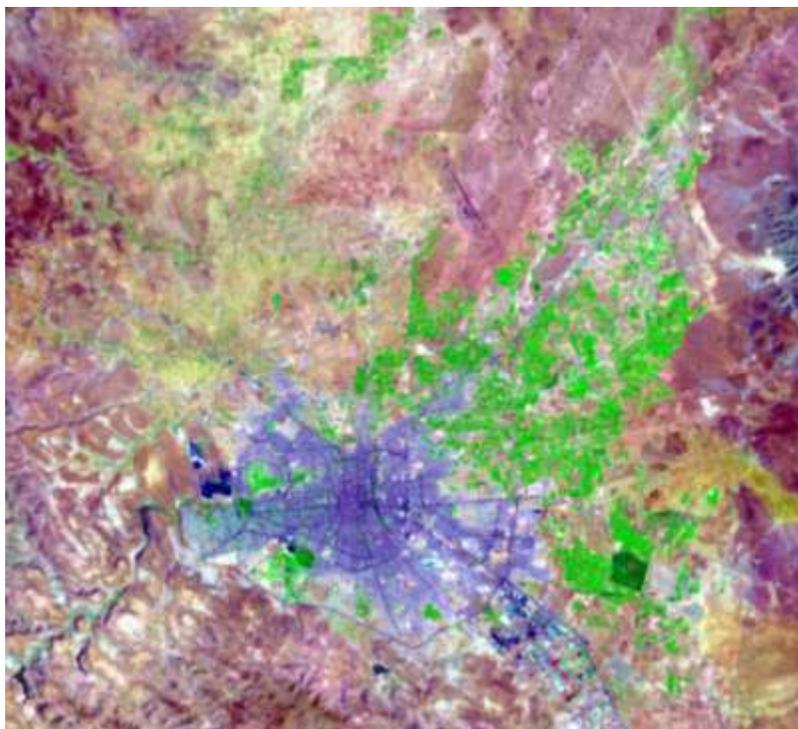


Figura 4-4: Imagen de satélite con zonas urbanas, presas y zonas de riego (OMM y CNA 2004)

Tabla 4-5: Superficie Regada 2006 (elaborada con datos de SAGARPA)

Superficie Regada 2006 http://www.oedrus-slp.gob.mx/		Sup. Sembrada				Rend prom. (Ton/Ha)	PMR (\$/Ton)
		Total	SdGS (Ha)	SLP (Ha)	MdC		
Perennes	Alfalfa verde	4880	2150	2500	230	87.98-114.01	430-500
	Rye Grass verde	10	10			94	500
Hortalizas O/I	Total	263	156	81	131		
	otros (acelga, cilantro, col, coliflor, ...)	154	106	56	99		1481
	Lechuga	107	50	25	32	30	950-1150
Flores O/I	Flores	13			13		1,200.00
Forraje O/I	Avena Forr.	590	300	250	40	10.75-12	370-500
Hortalizas P/V	Total	2515	160	1984	371		
	Chile Verde	1470		1414	56	6.09-12.55	5000-5930
	Frijol	268	20	30	218	1.74-2.2	5300-5600
	Lechuga	375	140	140	95	30	950-1200
	Jitomate	402		400	2	20-24	3600-6900
	otros (Calabacita, brocoli, chicharo,...)	623	302	202	814		
Flores P/V	flores y zempoalxochitl	25	5	5	15	8	1300-6000
Forraje P/V	Total	668.5	270	345	54		
	Avena Forr.	497	200	270	27	12	120-484
	Sorgo Forr.	126.5	40	60	27	30	520-650
	Maiz Forr	45	30	15		35	580
Granos P/V	Maiz Grano	1360	150	750	460	2.6-4.5	1600-1750

Contexto Regional – Ventajas Comparativas

El estado de San Luis Potosí aporta el 1.8% del PIB nacional (xv lugar), con un total de 126 mil millones de pesos (datos del 2004). En el contexto de la economía del estado, la región central tiene una importancia económica muy alta, análoga a la de la Comarca Lagunera en Nuevo León o el Bajío en Guanajuato. La proximidad de la carretera 57 que une la zona metropolitana de la Ciudad de México con la frontera de EEUU es una ventaja importante para la industria local y para la relativamente reducida agricultura de exportación. Zacatecas, Aguascalientes, Leon, la región de El Bajío y Querétaro son importantes competidores directos en desarrollo industrial y agricultura, y todos ellos presentan restricciones de agua similares a las de SLP. En el 2004, la OMM identificó a las ramas industriales “secas” y de alta tecnología como el mejor potencial de desarrollo para la zona conurbada de San Luis Potosí (OMM Y CNA 2004). El plan de desarrollo estatal para la zona urbana de SLP recomienda establecer alianzas estratégicas con las ciudades arriba mencionadas para crear un centro industrial polinuclear en las ramas de la industria automovilística y electrónica, formando así un contrapeso a los polos de desarrollo de la Ciudad de México y Guadalajara. Sin embargo, en el plan de desarrollo municipal se sigue promoviendo las industrias con uso intensivo de agua como la del papel, las mecano-metalúrgicas, y la de bebidas.

En la agricultura, la región del acuífero de SLP presenta un considerable retraso en términos de tecnificación comparado con los acuíferos vecinos, como Villa de Reyes, dónde la OMM identificó la “plasticultura” como un potencial de desarrollo (OMM Y CNA 2004). Se considera a la producción de chile seco como un cultivo de altos rendimientos en toda la región, pero ésta se haya limitada por la ausencia de capital y de promoción de la tecnificación e inversión. En general, se necesitan mayores esfuerzos para integrar cadenas de abasto y comercialización que incluyan refrigeración, procesamiento y empacamiento (Plan Estatal de Desarrollo, 1998-2003, en Ayuntamiento SLP 2003).

En el sector turismo, la Ciudad de San Luis Potosí posee un elevado potencial considerando el valor de su centro histórico y otras atracciones. Sin embargo, es necesario revertir la degradación que han sufrido varias de esas atracciones debido a los hundimientos del suelo inducidos por la excesiva extracción de aguas subterráneas. También se necesita un sistema de transporte más eficaz.

Se debe poner atención a la conservación de la naturaleza, especialmente en las zonas del piedemonte y las montañas. El continuo e incontrolado proceso de urbanización debe considerarse crítico, pues genera la degradación de la naturaleza y la erosión, lo que va concatenado a la contaminación del aire y a los problemas de inundación, entre otros. Sin embargo, es una práctica común cambiar el uso de suelo en zonas originalmente declaradas para la conservación de la naturaleza y del suelo, por lo que las medidas tomadas para evitar la degradación suelen carecer de eficacia. Mención especial merece la amenaza surgida a partir de la reactivación de la mina de Cerro de San Pedro (a 20 km del centro de la ciudad), con un gran potencial de contaminación atmosférica (y – más debatido – de agua subterránea) para todo el valle.

En agosto 2007, Standar & Poor's calificó a SLP como positiva-estable, mencionando como sus fortalezas una creciente diversidad económica y un apropiado nivel de inversión, el cual, en los últimos años, se ha venido realizando principalmente con recursos propios; y como debilidades una baja recaudación fiscal y un amplio margen de oportunidad para mejorar la transparencia y las prácticas administrativas. Se evalúa positivamente las perspectivas de crecimiento económico en el municipio, debido a las medidas importantes que ha tomado el gobierno del estado para atraer la inversión privada, y a que la inversión pública en infraestructura urbana e hidráulica se ha mantenido alta por parte de los tres niveles de gobierno (Trueba et al, 2007).

4.4 Recursos de Agua Subterránea – Modelo Conceptual del Sistema Acuífero

En el sistema acuífero que subyace a la ZMSLP se distinguen un acuífero somero y profundo, dividido por un acuitardo discontinuo, el cual permite cierto grado de interacción.

Una de las razones porqué se escogió el sistema acuífero del valle de SLP como estudio de caso y que incide sobre su importancia y transferibilidad a otros casos en México (ver Capítulo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** es que se puede considerar un típico acuífero urbano³. Las condiciones de los recursos de agua subterránea están degradando en términos de calidad y cantidad: El acuífero somero es sujeto a la contaminación por influencia urbana e industrial, así como retornos de riego con agua residual, mientras los niveles piezométricos en el acuífero profundo se están abatiendo de manera acelerada y concentraciones altas de F en pozos cada vez más profundos limitan su uso para el abastecimiento de agua potable.

En seguida se detalla el modelo conceptual de cada acuífero, incluyendo condiciones hidráulicas, sistema de flujo, recarga y descarga, así como las tendencias y problemas actuales.

4.4.1 Acuífero Somero

El acuífero somero se compone de un sistema de lentes colgadas en los depósitos aluviales del valle, alcanzando una profundidad máxima de 100-150 m en el centro del valle. Se caracteriza por un alto grado de heterogeneidad y anisotropía, sin embargo se considera como un solo acuífero debido a la interconexión de las lentes y una dirección de flujo común. Su extensión se describe en 230 km² (CONAGUA 2002a) hasta 300 km² (Cardona 2005). El nivel freático varía localmente, entre 4 m en el centro de la ciudad y 30-40 m en su margen oriental. Cardona (2003) caracteriza el gradiente hidráulico en alrededor de 0.02. m m⁻¹ para la región sudoeste y 0.006-0.008 m m⁻¹ para la zona oriental. Basado en pruebas de bombeo Carrillo reporta una conductividad hidráulica horizontal promedio de 2x10⁻⁴ m s⁻¹.

El material que subyace al acuífero somero y funciona de acuitardo consiste en arenas finas compactadas del terciario (TGU) con alto contenido de arcilla y un espesor de 50-150 m (Cardona 2005). La conductividad hidráulica se describe en $K \approx 1 \times 10^{-9}$ m s⁻¹.

La dirección de flujo en el acuífero somero todavía sigue el régimen natural, desde la sierra en la parte sur y oeste hacia el norte y este (Figura 4-5), donde se detectó una descarga hacia el acuífero subyacente.

Recarga

La recarga hacia el acuífero somero se ha conceptualizado de manera bastante simplificada en los balances realizados (compara p.e. CONAGUA 2002, Cardona 2005). La recarga natural (de agua de buena calidad) ocurre debido a la infiltración de precipitación local en el valle (cuantificado en 5 M m³ asumiendo un coeficiente de infiltración de 5%, lo cual aquí se considera alto) y por infiltración preferencial en los lechos actuales y antiguos de ríos que bajan desde las montañas, mientras la recarga difusa de frente de montaña se considera de menor importancia para este acuífero. La segunda componente aquí descrita no

³ El COLSAN (2005) define al acuífero de SLP como acuífero urbano, mencionando 3 principales razones: (i) la mayor parte de la extracción es para el uso público-urbano, (ii) físicamente una superficie importante del acuífero se ubica debajo de la ciudad y ésta afecta recarga y calidad, y (iii) la ciudad constituye el factor socio-político más influyente en cuanto a las políticas de aprovechamiento y marca la prioridad de uso. El término de acuífero urbano se menciona y explica también por Chilton (2003).

ha sido cuantificada aún, pero podría ser de importancia considerable. Otro comentario aquí es que en el cálculo de la recarga local no se ha considerado (o al menos no se ha hecho explícito) el efecto de la urbanización, como es el sellamiento, y la compactación y degradación del suelo.

Debido a su extensión por debajo del área urbano y agrícola, se supone que el acuífero somero recibe el total de la recarga inducida por actividades antropogénicas. Esta consiste en (compara Tabla 4-6):

- infiltración desde las tuberías del sistema de abastecimiento de agua potable (estimado en 24-47 Hm³/a, aplicando diferentes porcentajes de fugas en el sistema)
- infiltración desde canales de agua residual no revestidos y/o con fugas (también ocurre la exfiltración, ambas componentes no han sido cuantificados)
- retornos de áreas agrícolas donde se riega con agua subterránea y/o residual (estimado en 6-31 Hm³/a)
- áreas de inundación

Hay que mencionar que las últimas 4 componentes de recarga aportan agua de baja calidad (NO₃, NH₄, Cl y coliformes).

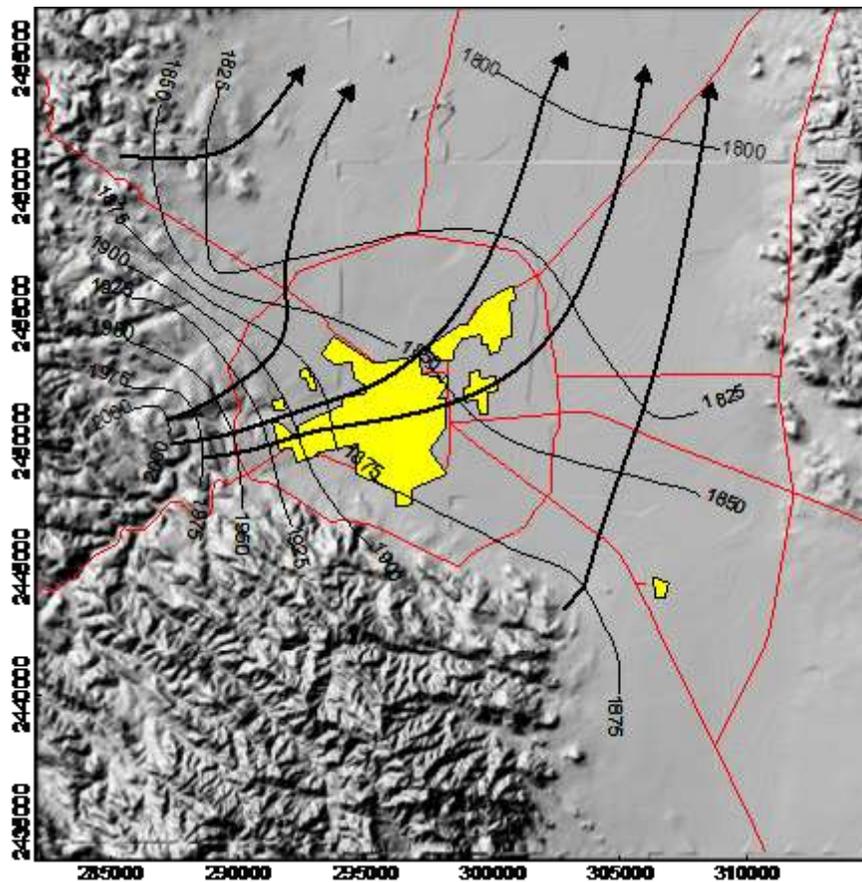


Figura 4-5: Direcciones de flujo en el acuífero somero (Cardona, 2005)

Descarga

Las salidas de agua del acuífero somero ocurren por bombeo, evapotranspiración, así como percolación profunda y flujo lateral hacia el acuífero profundo.

La extracción de agua desde este cuerpo acuífero mediante norias se estima en 5.1 Hm³/a (OMM Y CNA 2004, CONAGUA 2002a, Cardona 2005). Sin embargo, el control de estas extracciones es muy limitado,

ya que se caracterizan por tasas de extracción más bajas, las norias en parte se encuentran dentro de las casas, y durante las últimas décadas prácticamente no existía una competencia por el uso del acuífero somero.

La componente de evapotranspiración se estimó en 16.5 Hm^3 por Escolero (2006a), basado en piezometría (la cual resultó en el dato que 54 km^2 del acuífero somero presenta niveles que alcanzan la franja de raíces) y aplicando una tasa de EVT de 16%.

La descarga hacia el sistema acuífero profundo ocurre debido a percolación tras el acuitardo (por discontinuidades o transmisividad vertical), debido a descargas laterales en el margen oriental del acuífero somero (4 Hm^3 estimados por CONAGUA, 2002a), y por medio de los filtros de grava de aquellos pozos que no cuentan con una protección sanitaria adecuada. Con respecto a la percolación por el acuitardo, Cardona cuantificó el flujo en 6.3 Hm^3 (Cardona 2005), pero sin tomar en cuenta flujos preferenciales por discontinuidades en el mismo. Sin embargo, el volumen total de descarga hacia el acuífero profundo (basado en el balance somero y asumiendo condiciones de equilibrio) se ha estimado en 34 Hm^3 (CONAGUA 2002a) hasta 62 Hm^3 (Escolero 2006^a). Considerando que la influencia de los pozos no alcanza dimensiones tan grandes, este valor indicaría un acuitardo bastante discontinuo. Para verificar esto, así como analizar de mejor manera la extensión del acuífero somero, sería útil un estudio geofísico (sondeo eléctrico).

El flujo base se considera 0 en los balances tradicionales (ej. CONAGUA 2002a). Sin embargo, considerando el ascenso rápido de agua en las norias después de eventos fuertes de lluvia, es probable que haya algunas descargas “intermitentes” hacia los ríos. La interacción agua superficial – acuífero somero no se ha analizado ni cuantificado hasta este punto.

Calidad de Agua

Como en muchos casos urbanos, la contaminación del acuífero somero lo convirtieron en no utilizable para algunos usos. Debido al riesgo percibido y a la contaminación local que se detectó, el uso de este recurso casi se encuentra abandonado. Sin embargo no existen estudios extensivos de calidad que abarquen el total del área urbano. Considerando el alto volumen de recarga con agua de buena calidad se podría asumir que existen al menos zonas que permiten un mayor aprovechamiento de este recurso para algunos usos (ve también Escolero, 2006^a).

Cardona (2005) midió conductividad eléctrica en norias y los resultados indican valores de 400-600 mhos/cm la parte oeste y sur de la ciudad (correspondiendo a la influencia de recarga desde las montañas), y valores hasta 110 mhos/cm hacia el oriente. Las zonas más contaminadas se ubican en áreas donde se ha practicado el riego con agua residual desde décadas. En algunas muestras se detectaron concentraciones hasta 20,000 mg/l de nitratos y 1 mg/l de Pb. En el área industrial en el sur-este y en el norte de Villa de Pozos se detectó una fuerte contaminación con hidrocarburos y otros compuestos orgánicos, así como nitratos, arsénico y manganeso; en el último lugar queda prohibida la extracción de agua desde norias (op cit.)

4.4.2 Acuífero Profundo

El acuífero profundo está compuesto por materiales piroclásticos y flujos de lava que afloran en la Sierra de San Miguelito. De acuerdo a la información litológica se caracteriza normalmente como no-confinado / semi-confinado, considerando que mostró un comportamiento parcialmente confinado al menos en los primeros años de su explotación (Cardona 2005).

Se distinguen dos unidades diferentes: La primera (a menudo llamado el acuífero intermedio) corresponde a un conglomerado granular del (Tertiary granular undifferentiated, TGU), intercalado con

tobas y ignimbritas. Desde aquí se extrae agua de muy buena calidad (F generalmente $< 1.5\text{mg/l}$), pero los rendimientos de los pozos son bajos debido a la baja permeabilidad y conductividad. La explotación de esta reserva importante de agua potable está en un punto crítico, ya que el rendimiento de los pozos baja rápidamente y numerosos pozos ya han quedado fuera de operación. (El promedio de vida de un pozo en el acuífero granular se calcula en 20 años.) La CONAGUA (2002b) reporta un espesor promedio de 200m de esta unidad, en total el paquete granular llega a una profundidad de 500-600 m en el centro del valle.

Por debajo del medio granular el acuífero se compone de rocas volcánicas fracturadas del terciario, principalmente tobas riolíticas, flujos de lava, ignimbritas y latitas (acuífero profundo). Es importante mencionar la formación Latita Portezuela⁴, ya que aporta grandes volúmenes de agua pero también presenta concentraciones de fluor muy altas (3-4 mg/l). El problema del fluor se asocia principalmente a pozos que presentan una temperatura elevada $>30^\circ\text{C}$, y ubicados cerca de la SSM. De acuerdo a Cardona (2005), 61.5% de los pozos que captan el acuífero profundo presentan valores altos de F , no aptos para el consumo humano. No se puede correlacionar el fluor con profundidades específicas de los pozos, debido a la geometría escalonada de los estratos volcánicos.

La conductividad hidráulica horizontal en esta unidad profunda del acuífero es relativamente baja ($\sim 10^{-5}$ m/s) comparada con la vertical ($\sim 10^{-2}$ m/s), lo cual sugiere que el flujo principal se desplaza en fracturas verticales (op cit.). El espesor promedio del acuífero fracturado se describe en 300-350 m (CONAGUA 2002a). El basamento consiste en rocas calcáreas del cretácico (Cardona 2005), con estructura escalonada, irregular la cual es alineada con las fallas, como se aprecia en la Figura 4-6.

Cardona (2005) y CNA (2002a) ubican la profundidad al nivel estático del acuífero profundo entre 60/85 y 150 m, alcanzando profundidades de $>200\text{m}$ en las partes más altas de la cuenca. La explotación intensiva y la concentración de los pozos en la mancha urbana han causado un abatimiento general, con conos pronunciados en algunas áreas. Datos del COTAS (Trueba et al. 2007) aún ubican el nivel piezométrico en 200 m en el área urbano-industrial y en 120 en el área rural. Los pozos tienen una profundidad típica de 350-450m, con algunas excepciones de 800-1000 m.

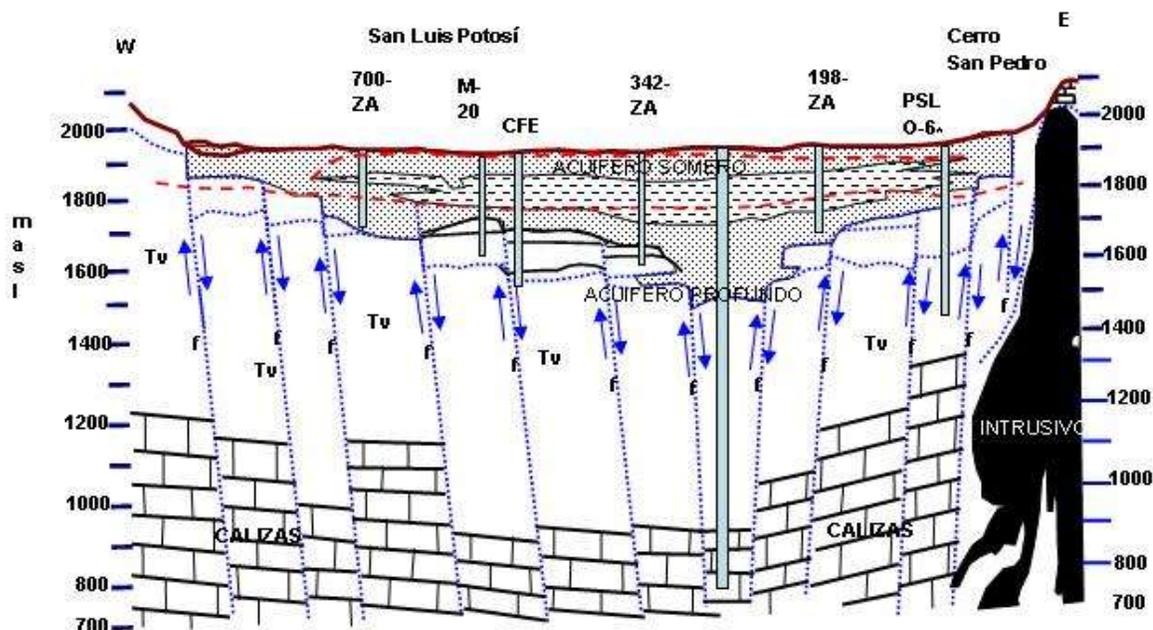


Figura 4-6: Sección hidrogeológica del Valle de SLP, mostrando los niveles de acuífero, geología y la estructura

⁴ Latites, composition: without quartz and feldspatoids, 40-90% calcic plagioclase and $<40\%$ potassic feldspar

escaloneada del basamiento (de Trueba 2004)

Fronteras y dirección del flujo

El acuífero intermedio/profundo recibe recarga desde las áreas montañosas circundantes (sobre todo la SSM), así como de la percolación y componentes laterales desde el acuífero somero. En condiciones de equilibrio se asume que había una descarga natural del sistema regional de flujo en el sur del valle, sin embargo hoy en día el flujo converge generalmente hacia la zona urbana e industrial. Por lo tanto la extracción por los pozos se considera la única descarga actual. La Sierra de Álvarez en el este del valle está considerada como una barrera natural debido a su orientación y las características de las calizas. En el sur la barrera es un parte-aguas hidrodinámico cerca de “La Pila”, desconectando el acuífero intermedio del acuífero vecino Villa de Pozos. Se estima que debido a la inversión del flujo ya no existe una descarga natural del sistema local de flujo hacia el norte, sin embargo mediciones de CONAGUA en 2005 indicaron una pequeña salida en la región de la Tinaja.

Carrillo (1992) describió por primero un flujo regional en dirección oeste-sureste, proviniendo desde la Sierra San Miguelito y procediendo hacia el valle Villa de Pozos.

Recarga de Montaña

La recarga de montaña hacia el valle de SLP ocurre principalmente en la Sierra San Miguelito en la parte oeste y sudoeste. La recarga desde la Sierra de Álvarez en el este se considera de mucho menor importancia debido a la orientación de este sierra (con un flanco occidental mucho más empinado) y de las calizas en sí hacia la cuenca adyacente donde se encuentran las manantiales Media Luna con altos caudales.

En estudios previos no se ha distinguido entre recarga de frente o de bloque de montaña. Debido a la naturaleza de las rocas volcánicas altamente fracturadas y los suelos someros en la SSM, la infiltración y percolación profunda en las fracturas se estima de mayor importancia (resultando en recarga de bloque de montaña) que la recarga de frente de montaña (cerca de la superficie) que se podría concentrar sobre todo por debajo de los cauces fluviales actuales y históricos (focussed mountain front recharge)⁵.

Recarga Regional Natural e Inducida

El flujo del agua subterránea en la unidad fracturada del acuífero profundo en gran parte es asociado a fallas y fracturas verticales. La firma hidrogeoquímica, particularmente la presencia de altos contenidos de fluor y temperaturas por arriba de 30°C en los pozos indica que el flujo se desplaza a profundidades considerables. Comparando el volumen de recarga usado por varios autores en el balance de agua (p.e. Cardona 2005, Escolero 2006, CONAGUA 2002, ver Tabla 4-6) con la precipitación anual, resulta en coeficientes de recarga de 5-7%. Esto es considerablemente alto para regiones semi-áridas, para las cuales otros autores han sugerido tasas de recarga alrededor de 1% o menos (ej. Lewis y Hilton 2007, Chávez-Rodríguez 2007). Aplicando una tasa de recarga más conservativa (1%) en los mismos balances, se obtiene una “necesidad” de una componente de recarga regional en el rango de 30-40 Hm³/a.

Esta probable componente regional fue descrito por varios autores reconocidos por sus trabajos en la región como Carrillo (1992), Cardona (2005) o Hergt (2006). Cardona especificó el sistema de flujo regional como flujos profundos (1.4-2.1 km) en las rocas fracturadas volcánicas de composición HCO₃-Na con altas concentraciones en F y Li (Figura 4-7) y una temperatura promedio de equilibrio de 70-80°C. Estima una distancia de desplazamiento horizontal de 30 km dentro de la Sierra San Miguelito, lo cual sitúa al origen de estos flujos en la extrema parte oeste de la cuenca y más allá. De acuerdo al mismo autor

⁵ Para mejor explicación de los términos en la descomposición de la recarga de frente de montaña, ver Wilson y Guan, 2004.

estos flujos regionales proceden hacia el sur sudeste. Sin embargo, dado que se desconocen las entradas y salidas laterales profundas de la cuenca, la componente de recarga regional más bien se podría caracterizar como flujos ascendentes verticales.

La extracción de esta componente regional o termal de agua subterránea ocurre principalmente en el sudoeste del valle, en un área de aprox. 100 km². Por lo tanto se argumenta que el ascenso de estos flujos en esta región sea inducido por la geología y la concentración de la extracción intensiva en el área urbana (Cardona 2005). Al mismo tiempo, la disminución del abatimiento con mayor tiempo de bombeo, la cual reporta Cardona (2005) para pozos con $T > 32^{\circ}\text{C}$, indica que la componente vertical ascendente aumenta conforme la carga hidráulica en las capas sobreyacentes disminuya.

En el año 1990 se estimó el volumen de extracción de esta componente específica regional mediante diferencias en la concentración de Li, resultando en 57.4 Hm³/a, o 70% de la extracción total (Carrillo-Rivera et al. 1996). Si se aplica el mismo porcentaje para la tasa de extracción total actual desde el acuífero profundo (año base 2004), esto resulta en un total de 107.45 Hm³/año.

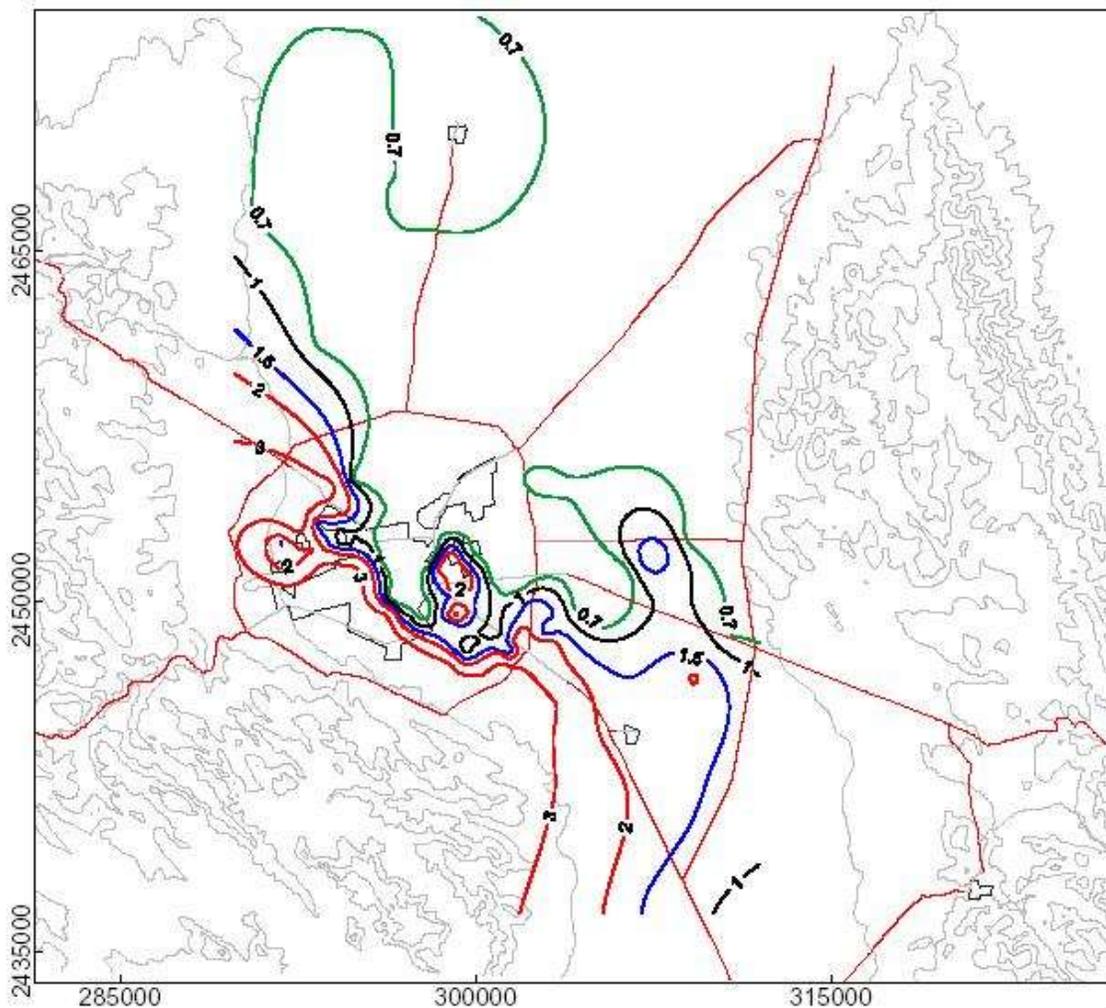


Figura 4-7: Configuración de la concentración de F en pozos profundos (Gallegos-González et al., 2002)

4.4.3 Resumen de los Balances

Como se observa en la Tabla 4-6, para el acuífero somero la componente de recarga incidental antropogénica excede por mucho la recarga natural. Asumiendo condiciones de equilibrio a escala anual y negligiendo la EVT que solo ocurre en lapsos de tiempo y áreas restringidas, casi toda la recarga (menos 5 Hm³/a extracción anual) se traspasa al acuífero granular subyacente.

La unidad “intermedia” granular proporciona la mejor calidad de agua, pero al mismo tiempo presenta las condiciones más graves en cuanto a la explotación intensiva. El balance de agua para esta reserva potencial de agua potable es crítica, considerando que la mayor parte de su recarga indirectamente es recarga incidental urbano y/o agrícola.

En cuanto al acuífero profundo, se estima que la mayor parte de la recarga de bloque de montaña acaba aquí, así como que existe una importante componente de flujo regional. Sin embargo es dudable si este último se debe incluir como “recarga” en un balance orientado a la sostenibilidad: Primero, la tasa de renovación mediante esta componente es mucho más lenta y cualquier consideración de gestión o planeación al largo plazo. Segundo, y más pragmático, las elevadas concentraciones de F en el sistema regional de flujo limitan su explotación a usos no-potables.

Tabla 4-6: Dos ejemplos para balances de entradas y salidas al sistema acuífero SLP (elaboración propia)

BALANCES POR ESTRATO ACUIFERO Hm3/año	ESCOLERO 2006		CNA 2002	
	SOMERO	PROFUNDO	SOMERO	PROFUNDO
SUPERFICIES (KM2)				
Area del acuífero	300	500	230	507.52
Area de recarga valle	300	200	165	277.52
Area de recarga sierras	0	1480	0	1284.69
Area Urbana	120			
Area de niveles someros	54			
RECARGA	88.54	33.85	34.3	43.8
Recarga natural	6.04	33.85	4.62	43.8
Recarga por lluvia	6.04	4.03	4.62	7.83
Recarga desde las montañas		29.82		35.97
Recarga regional		0		0
Recarga inducida	82.5	0	29.68	0
Fugas en redes urbanas	47		23.84	
Retomo de riego				
Agrícola	8		1.78	
Agua de pozos				
Aguas negras	22.6		4.06	
Urbano	4.9			
Recarga regional				
INTERCONEXIÓN	66.94		34.3	
Interconexión Vertical	62.94		30.27	
Marginal	4		4.03	
DESCARGA	21.6	148.5	5	149.35
Descarga natural	0	0	0	0
Extracción bruta	5.1	148.5	5	149.35
Evt	16.5	0	0	0
ENTRADAS	88.54	100.79	34.3	78.1
SALIDAS	88.54	148.5	39.3	149.35
CAMBIO DE ALMACENAMIENTO				
Minado (Evolución piezométrica)		48.65		42.48
Déficit calculado	0.0	-47.71	-5.0	-71.25

En la comparación de varios balances (vea 2 ejemplos en Tabla 4-6) que se hicieron para el acuífero 2411 en estudios previos, destacan algunos puntos débiles, que se explican a continuación:

- En general, los balances siempre son muy puntuales, mientras que con una herramienta acoplada a un modelo, se podrá evaluar mejor el efecto en los cambios de extracción y recarga inducida a los niveles modelados, calibrados con datos de un monitoreo continuo.
- En el balance del acuífero somero no se considera el retorno de las aguas negras, y no se miden los niveles para ver un posible cambio en el almacenamiento.
- Varía mucho el volumen de agua por fugas en la red de agua potable. Aún si estarían basados en los datos de INTERAPAS, probablemente sería útil un balance o la modelación de la zona no-saturada para saber qué porcentaje de las fugas acaba en el acuífero.
- Se considera el acuífero somero en equilibrio, quiere decir que muy grandes volúmenes de agua percolan hacia el acuífero intermedio. Los mecanismos como este agua traspasa el acuífero se deberían estudiar mejor, en especial el rol de los pozos.

- Los coeficientes de retorno de riego en los diferentes balances varían mucho. Para llegar a más certidumbre en este aspecto, el SSD debe incluir una forma para calcular este retorno a partir de los cultivos, tipo de riego y superficie regada en el área.
- Para el acuífero profundo no se considera la componente de recarga regional.
- La recarga natural (en su mayoría de las montañas) se ha usado como factor para equilibrar el balance, pero sin estar en función de las condiciones reales en las áreas de recarga, ni una diferenciación entre las condiciones en el valle y en las montañas. Para fines de manejo faltan estudios más detallados que permiten evaluar y simular los efectos de los cambios en el uso de suelo, y de degradación en las zonas de recarga. La herramienta debe permitir la integración de datos de este estilo.

4.5 Otros Recursos Hídricos

La Tabla 4-7 demuestra un breve resumen de la situación actual de disponibilidad de los recursos hídricos en el Valle de SLP.

Tabla 4-7: Resumen General de la disponibilidad de agua en el valle de SLP (elaboración propia)

Agua Subterránea	<ul style="list-style-type: none"> ● Recarga natural (estim): 39-49 Hm³/a ● Recarga Incidental (estim) 30-82 Hm³/a ● Extracción bruta actual (estim) 150 Hm³/a
Agua Superficial	<ul style="list-style-type: none"> ● Agua Potable de Presa San José ~7 Hm³/a ● Excedentes (estim) de Presa San José 12-14 Hm³/a ● no se cuenta con datos de las demás presas
Esguerrimiento Urbano	<ul style="list-style-type: none"> ● mayor parte termina en el alcantarillado combinado, pocos colectores pluviales en la zona industrial y centro ● no se cuenta con datos sobre su capacidad ● extremadamente variable
Agua Residual	<ul style="list-style-type: none"> ● Volumen total (estim. 2003) 70 Hm³/a ● Agua residual tratado: 48.72 Hm³/a (capacidad de tratamiento incrementará hasta casi 100%) ● Reuso agrícola (estim, 2002) 53.5 Hm³/a ● Exportación (termo-eléctrica) ca. 6.3 Hm³/a

4.5.1 Agua Superficial

Similar al caso de la Ciudad de México, la ciudad de San Luis Potosí se fundó en un área natural de descarga, con inundaciones regulares, lagunas intermitentes y acuíferos con niveles muy someros. En respuesta a los problemas resultantes y debido a cambios en la vegetación y otras presiones antropogénicas cambió tanto el régimen, los cauces, y la calidad del agua en los principales arroyos como el Río Santiago, Españita y La Tenería. En consecuencia, estos recursos se encuentran en estado deplorable una vez que entraron a la mancha urbana. La construcción en cauces aparentemente “secos” y el alto riesgo asociado para la gente, es otro aspecto para tomar en cuenta.

Existen varias presas alrededor de la ciudad (Tabla 4-8), de los cuales solo las presas San José y El Peaje se aprovechan para el uso de agua potable. La primera se construyó a principios del siglo 20 y continúa siendo la fuente más importante de agua superficial para la ciudad. Está construida sobre el Río Santiago, el cual cruza la ciudad del oeste al nor-este, hoy en día su cauce está parcialmente transformado en una vía

importante. La presa San José recibe los excedentes de las presas El Peaje y El Potosino y aporta alrededor de 7 Hm³/a al abastecimiento de agua potable. Sin embargo en años lluviosos la capacidad restringida de conducción y potabilización no permitió un uso conjunto eficaz entre agua superficial y subterránea, resultando en excedentes de 12-14 Hm³/año en años recientes que se descargan al cauce del Río Santiago. Esto no solo genera problemas de tráfico dentro de la ciudad, pero también problemas de inundación más río abajo, resultando en afectaciones a parcelas y comunidades.

Ya existen 2 canales principales laterales (entre otros) de que absorben las descargas agua residual, sin embargo, estos terminan en el punto que el cauce es libre otra vez (termina el distribuidor vehicular) y el río recibe importantes cantidades de agua residual, que se dirigen hacia la laguna El Morro, donde se está planeada una última planta de tratamiento de agua residual grande.

El Río Españita, en cuya cuenca se ubica la Presa Cañada del Lobo, ingresa a la ciudad en el sur-sureste y atraviesa la mancha urbana hasta su descarga en el Tanque Tenorio. A partir de allí continúa por el conocido Dren Españita o Canal de Interconexión Tenorio – Río Santiago hasta reunirse con este último y continuar el trayecto hacia el norte. A pesar que ya se construyó un canal lateral para recibir las descargas a lo largo del transcurso del río, todavía existen descargas ilegales que proveen un “flujo base” al cauce aun en tiempos de sequía.

En el norte se encuentra el Río Paisano con sus principales afluentes La Virgen y Calabacillas. Su área de desembocadura no está bien definida, lo cual causa problemas de inundación en tiempos de lluvias.

Presas más pequeñas se encuentran en la parte sur-este de la SSM (San Antonio y San Carlos, Figura 4-8), aguas arriba de la zona industrial. Su agua se utiliza muy poco, principalmente por la agricultura de riego a pequeña escala, operados directamente por los agricultores sin que existiera un control de inundaciones eficiente por parte de la CONAGUA. Como resultado el área industrial comúnmente ha sido afectado por inundaciones, tanto debido a excedentes de las presas como por escurrimiento no-colectado de esta parte de la SSM. Por lo tanto se planea restaurar ambas presas en los próximos años, CONAGUA aceptó la responsabilidad de monitorear los niveles de agua y se va a construir otra presa pequeña “La Cantera” para mejorar la protección contra inundaciones (Bautista-Fortanelli, 2008).

Tabla 4-8: Características de los embales en la la region de estudio(INTERAPAS 2005)

Nombre	Cap. De Almac. Mn3	cap.inicial	Arroyo	Area Drenada km2	Uso
El Peaje	6.65	8	Arroyo Grande	81	agua potable
San José	4.56	8.2	R. Santiago	265	agua potable
El Potosino	0.76	0.9	R. El Potosino	57	control av.
Cañada del Lobo	0.8	1.2	R. Españita	13	control av.
Álvaro Obregón	3.58	4	R. Mezquitic	66	control av.
San Antonio	0.4	0.57	A. S. Antonio	14.5	control av.
San Carlos	0.5	0.55	A. Los Palillos	17.4	control av.

Se puede resumir que a pesar del régimen intermitente de todos los arroyos, existe un cierto potencial de incrementar el uso del agua superficial en la cuenca, mediante la adecuación y/o construcción de presas, con la meta de diversificar las fuentes de agua potable. Más información sobre los proyectos existentes el lector encuentra en Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

Un aspecto importante en términos de componentes de un SSD es el hecho que no existe ni una sola

estación hidrométrica en la cuenca u otro tipo de mediciones del flujo del agua superficial.

4.5.2 Esgurrimiento Urbano

El carácter torrencial del escurrimiento pluvial cada año genera problemas en la ciudad, explicándose por un lado con las condiciones hidrológicas originales y en parte causados por la urbanización creciente, la alteración y obstrucción de los cauces así como degradación presente y histórica de suelos y vegetación. Estos problemas de inundaciones afectan tanto a la zona industrial en el sur-este de la ciudad como al centro, región Parque Tangamanga, pero también la parte norte de la ciudad en donde el Río Paisano pierde su cauce. El escurrimiento descarga hacia los cauces de los ríos restantes así como al sistema alcantarillado mixto, en donde incrementa el volumen de descarga hacia las PTAR's y así genera excedentes de agua residual no-tratada. La capacidad del alcantarillado no es suficiente para captar de manera adecuada todo el escurrimiento, así que los problemas de inundación han estimulado la construcción de colectores pluviales (en la zona industrial y el tramo entre el parque Tangamanga y el centro de la ciudad) que en parte se dirigen hacia los ríos Santiago y Espanita, y en parte se usan para la recarga artificial del acuífero usando antiguos bancos de material y en parte pozos de absorción.

Lo último es el caso del colector pluvial Salk, que tiene capacidad de captar aprox. $11.3 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 4-8) y en el proyecto preliminar se pretendía recargar $650,000 \text{ m}^3/\text{a}$. En este momento no se cuenta con información sobre la capacidad de los demás colectores y proyectos de colectores. Como se en la Figura 4-8, el área total captado de los proyectos de recarga artificial en la zona industrial y zona Salk es de alrededor de 100 km^2 . Con una precipitación promedio de $400 \text{ mm}/\text{a}$, se habla de alrededor de $40 \text{ Hm}^3/\text{a}$ de lluvia. Los aforos que se realizarán en el transcurso del proyecto probablemente serán valiosos para generar mejores estimaciones de los coeficientes tanto de escurrimiento como de infiltración en la zona.

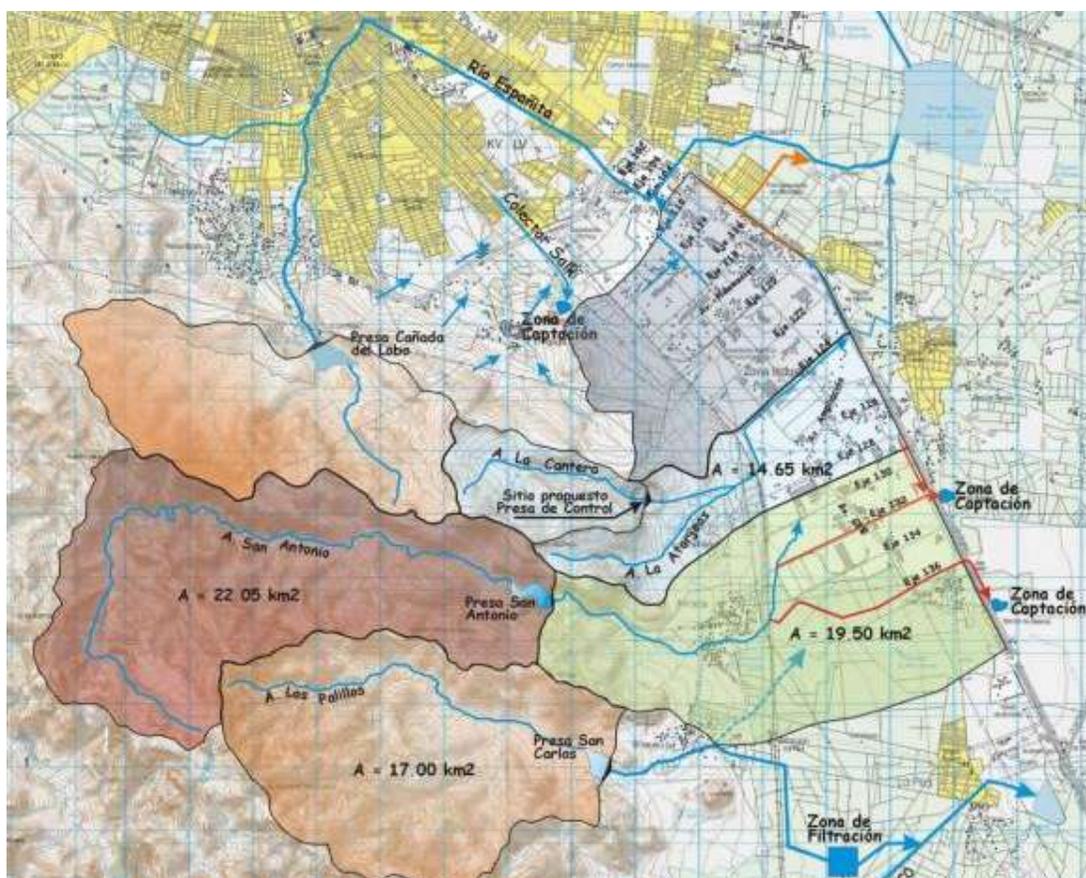


Figura 4-8: Proyectos de colección de agua pluvial y recarga artificial en la zona industrial (INTERAPAS, en Escolero 2006)

4.5.3 Agua Residual

Como ya se mencionó se colecta el agua residual de SLP en un sistema mixto de alcantarillado, diseñado hace ca. 50 años (INTERAPAS 2005). El crecimiento poblacional junto con la expansión urbana y el incremento en el escurrimiento máx. han llevado a que la capacidad total del sistema no es suficiente. A esto se suman problemas por canales y tuberías obstruidas, fugas de agua residual (no por último por el rompimiento de la infraestructura debido a la subsidencia diferencial), y inundaciones durante el periodo de lluvias.

Hasta la segunda mitad de los años 90, el agua residual que se generó en la ZMSLP se descargaba vía 18 canales abiertos. Parte se almacenó en las dos lagunas El Morro y Tanque Tenorio, y se reusaba para el río sin pre-tratamiento ninguno. De esta manera, alrededor de 61 % de las descargas se utilizaron para el riego de 2652 ha, sobre todo para cultivar forrajes como la alfalfa y el maíz (Cirelli 2004). Este tipo de reuso se estimulaba por la política del estado hasta los años 80. Sin embargo en los años 90 el paradigma de gestión cambió hacia un enfoque más ambiental, condenando a las prácticas anteriores por sus condiciones higiénicas precarias (canales abiertos, falta control sobre el tipo de cultivos) y su riesgo para el acuífero.

Para cumplir con la legislación nacional el estado de SLP empezó el “Programa Integrado de Saneamiento. Dentro de este marco, desde el 1998 se han construido 5 PTAR’s (Tabla 4-9) y el nivel de saneamiento incrementó de 0 a cerca de 85 %⁶, lo cual está muy por arriba del promedio nacional de

⁶ A pesar de ser este el número oficial que maneja la CEA, está basado en el volumen total de agua residual de

30.74 % (CONAGUA 2007) para tratamiento de descargas municipales. El sistema se divide en 3 cuencas sanitarias (correspondiendo a las grandes plantas de tratamiento, ve Figura 4-9) y opera principalmente por gravedad; los colectores principales cruzan la ciudad desde el sud-oeste hacia el nor-este. El sistema de alcantarillado es operado por el mismo organismo INTERAPAS, y para el año 2003 alcanzó una cobertura de 94.8 %. Las colonias que no cuentan con conexión a la red de drenaje se ubican sobre todo en la parte norte de la ciudad (INTERAPAS 2005).

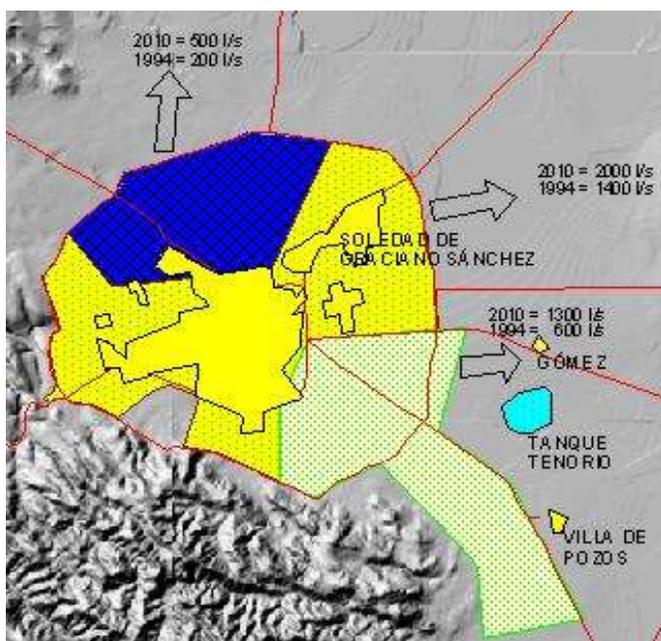


Figura 4-9: Mapa de las cuencas sanitarias Norte, El Morro y Tanque Tenorio (INTERAPAS 2005)

Tabla 4-9: Plantas de Tratamiento de Agua Residual en SLP (Trueba 2007)

Sistema de Tratamiento	Ubicación	Tipo de Tratamiento	Capacidad de diseño (lps)	Gasto de Operación (lps)	Año de inicio de operación
PTAR Tanque Tenorio	Tanque Tenorio	Lodos activados en reactores y terciario	1,050	1,050	2006
PTAR El Morro	El Morro		650	-	En proyecto
PTAR Uno Tangamanga I	Parque Tangamanga I	Lodos activados en reactores sec	150	130	1999
PTAR Dos Tangamanga I	Parque Tangamanga I	Lodos activados	40	30	1987
PTAR Norte	San José del Barro Mpo. de S.L.P.	Lagunas de estabilización	400	260	2002
PTAR Campestre	Club Campestre de San Luis	Lodos activados	40	40	1998
PTAR Agua Tratada del Potosí	Eje 104 y Río España	Lodos activados	35	35	1998
PTAR Tangamanga II	Parque Tangamanga II	Lodos activados	40	Fuera de operación	

2000 l/s en 1995.

4.6 Una perspectiva histórica de la degradación de los recursos

Una extensa descripción del desarrollo histórico temprano de la ciudad de San Luis Potosí fue compilada recientemente por Y. González Avilés, la mayor parte de la información en este subcapítulo ha sido extraída de ese reporte (González, 2007).

La ciudad de Real de San Luis Minas del Potosí fue fundada en 1592 con el descubrimiento de los recursos minerales de Cerro de San Pedro, ubicado en la Sierra de Alvarez a 20 km este del actual centro de la ciudad. Como la mina era escasa en agua, los colonizadores españoles se establecieron en el valle, donde varias aldeas y haciendas fueron fundadas cerca de los abundantes manantiales y de los cursos de agua intermitentes que formaban dos lagunas intermitentes, “La Lagunita” y “Ciénaga” (Salazar-González, 2000, Figura 4-10). Las aguas superficiales proveían a una abundante vegetación de pastizales, zacate, nopaleras y mezquitales; y los suelos cercanos a los ríos eran ricos en materia orgánica, y adecuados para la agricultura. De ahí que las actividades económicas que acompañaron el desarrollo minero fueron la horticultura y la cría de animales, que se expandieron por todo el valle. La población y la actividad agrícola se sostenían con el agua de las norias y ocasionalmente con los intermitentes cuerpos de agua superficial. Cada propiedad tenía la obligación de instalar su propia noria, y en todo el valle el agua subterránea era abundante y accesible fácilmente a muy pocos metros de profundidad.

El primer período de la explotación de la mina duró menos de dos décadas, pues las venas ricas se agotaron, por lo que el desarrollo local se centró en la horticultura y la crianza de animales, tanto para el autoconsumo como en las grandes haciendas comerciales.

Desde su creación, la ciudad de San Luis Potosí ha sufrido inundaciones (ver párrafo 4.5.1) al igual que sequías. Ya en el siglo XVII estos fenómenos podían ser atribuidos en parte a la devastadora deforestación que acompañó el primer período minero, así como al primer período de obstrucción y drenaje de los cuerpos de agua naturales. En respuesta a los problemas de inundación se excavaron dos grandes canales de drenaje para secar gran parte del centro actual de la ciudad. En este período la ciudad de San Luis contaba con aproximadamente dos mil habitantes y 24 mil personas se asentaban en sus alrededores (González 2007).

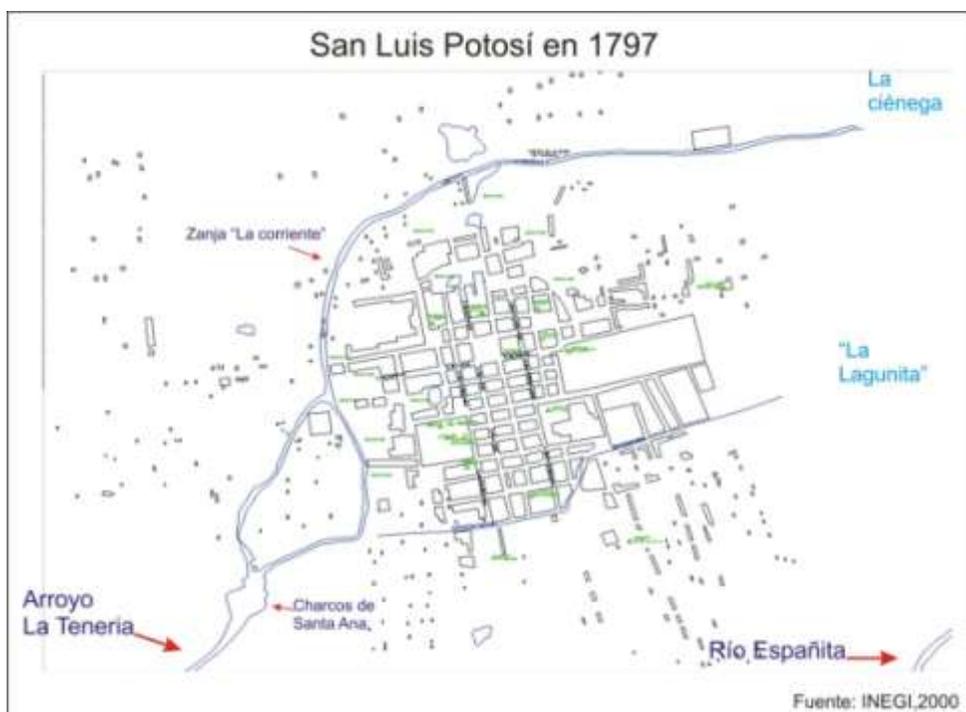


Figura 4-10: Cuerpos intermitentes de agua en el SLP temprano (González 2007).

A principios del siglo XIX el crecimiento de la población urbana excedía la capacidad de abastecimiento de agua del acuífero somero. Se construyó entonces un largo acueducto desde “Cañada de Lobo” (el origen del río Españaíta en la Sierra San Miguelito, hoy una presa) hacia varias fuentes públicas. Como los problemas de inundación persistieron, el nivel del terreno del centro de la ciudad tuvo que ser elevado en dos ocasiones a mediados del siglo XIX. Debido a la falta de sistemas de drenaje de aguas residuales y al hecho de que la población utilizaba las aguas superficiales para abastecerse de agua potable, San Luis Potosí padeció estallidos de cólera en 1849 y 1850 (Monroy-Castillo y Calvillo-Unna, 1997)

Hacia finales del siglo XIX, se construyeron varias presas de agua superficial para satisfacer la demanda de la creciente ciudad, entre ellas la “Presa San José” que hoy continúa siendo la más importante fuente de agua superficial para la ciudad de San Luis Potosí.

4.6.1 Resumen de los impactos

Agua Superficial

Las actividades mineras, agrícolas y de crianza de animales, y el desarrollo regional, tuvieron un severo impacto ambiental en la vegetación, suelos y recursos hidráulicos. Las haciendas de beneficio, donde se procesaba el material extraído de las minas, se ubicaban cerca de los cursos de agua superficial y los contaminaban, haciéndolos parcialmente inapropiados para el consumo humano. Las aguas residuales urbanas también fueron desviadas hacia los ríos. Adicionalmente, el desarrollo urbano fue el principal origen de la desaparición de los ríos causada por los drenajes, las desviaciones y los asentamientos en los cursos de los ríos naturales, por la desaparición del caudal base conforme el nivel del acuífero descendía.

Suelos & Vegetación

En general, los suelos del área estudiada se han degradado de manera continua por la eliminación de la vegetación -que conduce a fuertes erosiones eólicas e hídricas-, la compactación, el sobrepastoreo y la contaminación. Los primeros dos procesos han reducido el potencial de recarga natural hacia los acuíferos

e incrementado la sedimentación de los embalses y de los canales de agua, causando igualmente problemas de inundación. Mientras que bajo condiciones naturales la región estaba cubierta en 2/3 partes por bosques de mezquite, esta especie de árboles ha desaparecido casi por completo. Tan sólo durante el primer período de explotación minera, en 16 años, se deforestaron 16,421.24 ha (González 2007). Pese a que el plan estratégico de desarrollo urbano prioriza la reforestación en la Sierra San Miguelito, no han habido programas amplios que vayan en esa dirección, ni ha habido un control eficaz de la urbanización en esta zona.

Por otro lado, la contaminación del suelo constituye un gran riesgo, tanto para el acuífero somero como para el profundo. El procesamiento de productos mineros ha sido parte de la historia de San Luis Potosí desde su fundación; también distintas estaciones de ferrocarril han contribuido a la contaminación histórica de la región. En la actualidad, el IMSSA, la Industria Química de México y otros establecimientos industriales son fuentes de contaminación. También lo son las amplias zonas en Soledad de Graciano Sánchez donde por décadas se ha regado con aguas residuales sin tratar, así como varios rellenos sanitarios clandestinos, incluyendo sus vías de accesos (sólo los rellenos sanitarios actuales tienen algún tipo de control de lixiviados). Mientras que existen estudios detallados por ejemplo de la zona del IMSSA, no hay estudios disponibles sobre la contaminación del suelo en alguna porción significativa de la zona urbana.

Aguas subterráneas

Con el inicio del desarrollo urbano y la era de las grandes compañías de ferrocarril, aumentaron substancialmente la contaminación del las agua subterránea y la deforestación. Debido a la extracción de madera para la construcción de la línea ferroviaria, aquellos problemas resultaron aún peores que durante el período minero. La explotación del acuífero profundo empezó en 1945, cuando la entonces SRH (Secretaría de Recursos Hidráulicas) perforó el primer pozo profundo para el abastecimiento de agua potable. El número de pozos había alcanzando la docena para 1950 y la extracción se aceleró durante las décadas subsecuentes. El 30 de junio de 1961 se declaró una veda para usos distintos al potable. Sin embargo, desde los 1970 los gobiernos federal y estatal siguieron estimulando y financiando el crecimiento del sector industrial y minero, lo que produjo una mayor concentración de la población y de la actividad industrial y, consecuentemente, un incremento en la sobre-explotación del acuífero del valle.

Se puede resumir, que desde el inicio del asentamiento urbano en el valle en San Luis Potosí y a lo largo de su desarrollo como centro urbano e industrial importante, los recursos naturales han sido explotados de manera no sustentable y fuertemente degradante. San Luis Potosí fue construida en una zona de descarga natural de cuerpos de agua superficial, de manera similar al caso de la Ciudad de México, con inundaciones regulares, lagunas intermitentes y niveles someros de agua subterránea. La mala administración de los recursos naturales ha alterado el régimen de precipitación, la infiltración y la recarga del acuífero; así como ha contaminado y casi hecho que desaparezcan los cuerpos naturales de agua superficial (González 2007).

4.7 Uso del Agua

Como ha sido descrito, el uso del agua cambió de manera fundamental durante el último siglo, pasando del abastecimiento con agua superficial a una fuerte dependencia del agua subterránea. Esto se debe a tres procesos principalmente: (i) el importante crecimiento poblacional descrito en párrafo 4.2 , que conduce a un fuerte incremento en la demanda, (ii) el desplazamiento del uso de suelo agrícola por el urbano, demandando agua de buena calidad durante todo el año y (iii) el proceso de urbanización e industrialización que por sí mismo conduce a una fuerte concentración de la extracción y la contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos someros.

A finales del siglo XIX el abasto de agua dependía principalmente de las aguas superficiales, y el creciente uso del agua subterránea correspondía básicamente a la extracción directa de pozos poco profundos para uso doméstico y de riego (González, 2007). Durante los 1950, la perforación de pozos incrementó significativamente, y en 1960, 59 de cada 100 litros en la red de abasto de agua correspondían a agua superficial y 41 a agua subterránea (COLSAN 2005). En la actualidad, la proporción en el uso público-urbano cambió a 92 % de agua subterránea frente a 8 % de agua superficial.

Otro resultado de la urbanización continua fue la disponibilidad fiable de agua y nutrientes para la agricultura bajo la forma de aguas residuales. Esto, más el deterioro en los niveles de agua subterránea, condujeron a la expansión del uso de agua residual en el riego por parte de un número creciente de agricultores.

Como se muestra en la Figura 4-11, en términos de agua de buena calidad, el sector urbano-público es, por mucho, el usuario de agua de mayor importancia. Esto es determinante puesto que las estrategias actuales contra la sobre-explotación de los acuíferos en México se han centrado principalmente en mejorar la eficacia del riego, y por lo tanto carecen de aplicación en los acuíferos urbanos.

En importancia por su volumen registrado sigue el sector agrícola con 22 % del volumen total. Sin embargo se puede asumir que debido a los problemas en este sector, el volumen real de extracción será mucho menor a lo registrado (ver más adelante). Los sectores industrial (13.6 Hm³/a) y servicios (2.1 Hm³/a) son los con la mayor eficiencia de uso y un alto valor agregado al agua.

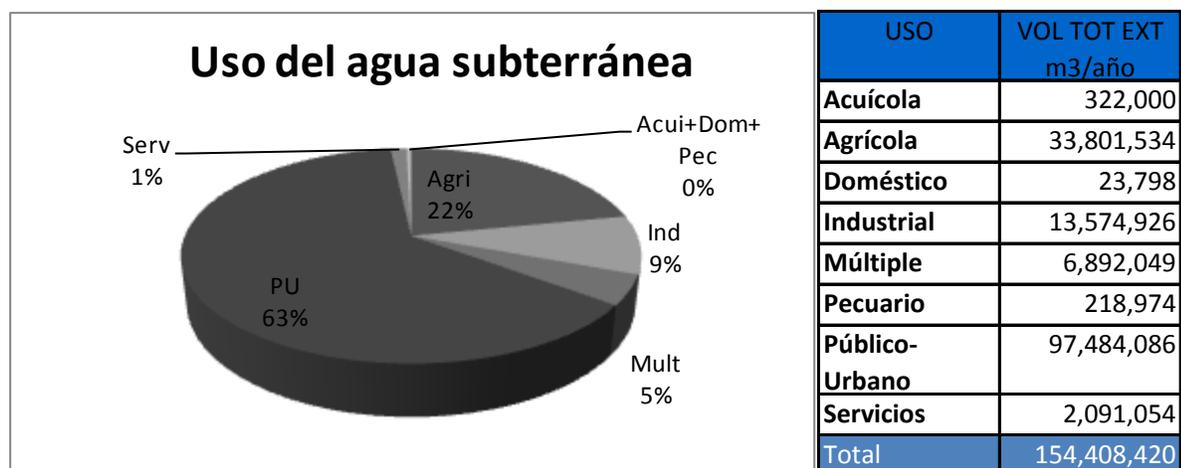


Figura 4-11: Uso de agua subterránea en diferentes sectores (elaboración propia, en base del REPDA 2008)

4.7.1 Uso Público-Urbano

El sector público-urbano en su mayor parte corresponde al INTERAPAS, organismo operador intermunicipal. Cuenta con 121 pozos profundos que extraen 84.36 Hm³/a, y 6.37 Hm³/a de las presas El Peaje y San José (INTERAPAS 2005). Por ende, depende en 92 % del acuífero profundo-intermedio de SLP. Como es de esperar, la gran mayoría de los usuarios es de tipo doméstico (Tabla 4-10).

La dotación general de agua en promedio es de 225 l/hab,d, no considerando los usuarios no-domésticos. La cobertura actual de agua potable se calculó en mayor a 98 % en 2003, tomando como base el número de usuarios de la CFE. Sin embargo la continuidad de servicio solo está en 64.4 %, ya que hay varias colonias en las cuales se aplica el tandeo. Para alcanzar una cobertura de 100% de servicio continuo, se requeriría un volumen total de 3,362 l/s (106 Hm³/a), considerando la dotación actual. La cobertura del

drenaje fue de 94.8 % en 2003 (INTERAPAS 2005). Debido a la antigüedad de la tubería (hasta casi 60 años en partes de la zona centro), el porcentaje de fugas en el sistema es muy alto, con 36.92 %. También la eficiencia comercial es baja, considerando que a un alto porcentaje de los usuarios se cobra por cuota fija, por falta de una macro- y micro-medición adecuada (op.cit).

En 2003, el organismo contaba con una tarifa en bloque (no-escalonado), diferenciada por tipo de usuario y volumen de uso. La tarifa promedio variaba entre 2.43 \$/m³ para usuarios domésticos y 13.39 \$/m³ para los industriales, dando una tarifa ponderada promedio total de 3.39\$/m³. Con un costo unitario de 4.77 \$ y una eficiencia global de solo 28 %, esta tarifa se encontraba muy por debajo de la tarifa promedio de equilibrio⁷.

Aparte de INTERAPAS también la Comisión Estatal de Agua (CEA) mantiene títulos para uso público-urbano (6.11 Hm³/a en 2006). Eso es debido a que abastece a parte de la zona industrial, por lo cual estos volúmenes de hecho corresponderían a otro uso (y con eso a otro régimen de pago de derechos!). También es notable la tendencia de agentes privados (sobre todo fraccionadores) que obtienen y mantienen títulos para uso PU (2.1 Hm³/a en 2006). Este fenómeno de privatización del servicio de agua potable probablemente se incrementará en los siguientes años, tomando en cuenta el alto número de fraccionamientos nuevos.

Tabla 4-10: Padrón de Usuarios y volúmenes facturados por INTERAPAS en 2003 (INTERAPAS 2005)

Tipo de usuario	No. De conexiones	Volumen Facturado 2003 (miles de M ³)	Volumen de Consumo promedio anual (M ³)
Doméstico	242,367	45,340	187
Comercial	10,808	3,150	291
Industrial	698	1,411	2,021
Instituciones Públicas	1,064	1,042	979
Totales	254,937	50,943	199.8

4.7.2 Sector Agrícola

En el área del acuífero de SLP en el año 2004 se cultivaron alrededor de 5700 ha, de los cuales alrededor de 2450 ha correspondieron a riego con agua residual y 3250 ha al riego con agua subterránea. (Estimación con imágenes de satélite, OMM Y CNA 2004). Asumiendo una eficiencia de 40 % en el riego con agua residual, se empleó un volumen alrededor de 53.5 Hm³/a de agua residual en el riego agrícola, sobre todo riego rodado de alfalfa.

Como se observa en la Figura 4-11, el uso registrado por el sector agrícola se cuantificó en 34 Hm³/a en 2008. Sin embargo, el volumen real de extracción se estima muy por debajo de este valor, debido a que el sector batalla con varios problemas graves. El uso real se puede estimar de manera simple a partir de la superficie cultivada: Cuando inició el REPGA, a los agricultores que riegan con agua de pozos, se les asignó 6000 m³/año por hectárea. (Muchos argumentan que este valor es muy deficiente y resultó en el abandono y la reducción de algunas parcelas regadas (COTAS-SLP 2008).

Si se aplica 6000 m³/a * 3250 ha, resulta en un volumen real estimado de 19.5 Hm³/a.

⁷ La tarifa teórica necesaria para cubrir los costos. Fue calculada en \$9.46 sin considerar el saneamiento y las inversiones (INTERAPAS 2005).

Como se observa en la Figura 4-12, de los 846 pozos agrícolas registrados en el REPDA de 2006, la gran parte aprovecha el acuífero somero mediante norias. De hecho, 645 pozos tienen una profundidad menor a 60 m, con un volumen total concesionado de 11 Hm³/a. Esta agua es de infiltración directa de agua pluvial y los mismos retornos de riego con agua residual y subterránea. Las norias a menudos se usan como fuente auxiliar de agua en el riego con agua residual, por lo cual el uso real depende de la disponibilidad de agua residual y probablemente también será mucho menor al concesionado.

Desde el inicio del REPDA hasta hoy siguen existiendo fuertes problemas con la cuantificación y el control real de los volúmenes de extracción del sector agrícola. Ha habido campañas con apoyos para los agricultores para la instalación de medidores con éxito muy limitado. El COTAS se ha puesto la tarea de elaborar un censo agrícola con datos actuales de los pozos y la superficie regada. Sin embargo, eso es un trabajo intensivo y extenso en el tiempo, y hace falta un mecanismo de actualización periódica automática de los datos del sector agrícola, cuya plataforma podría ser el SSD. En principios de julio de 2008 el COTAS organizó un foro agrícola, durante el cual se podían recopilar algunos datos directamente de los agricultores.

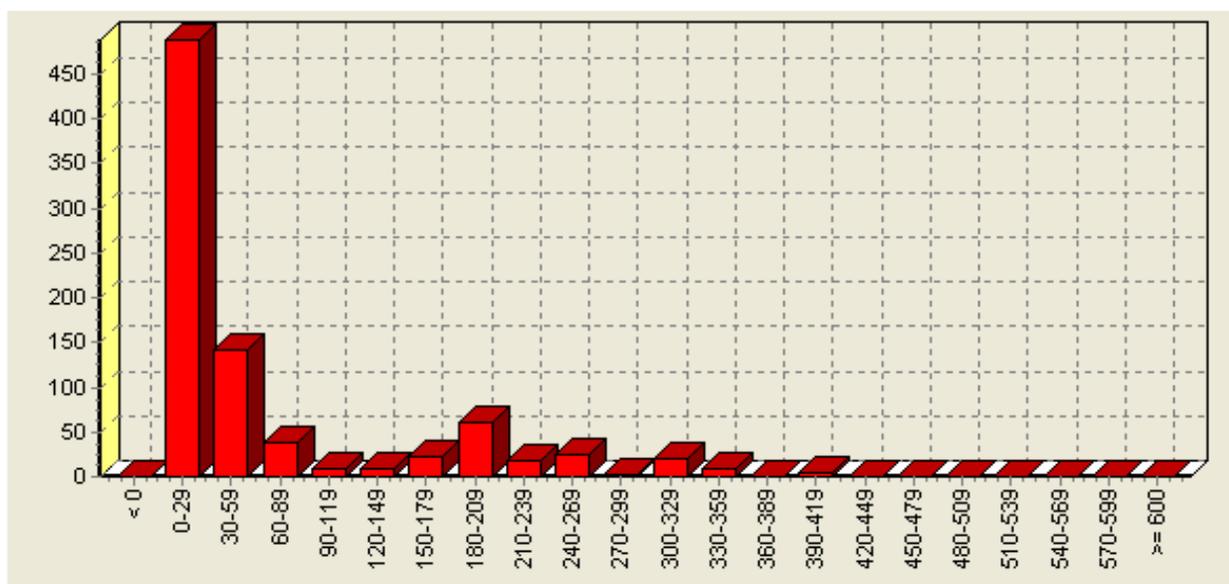


Figura 4-12: Histograma de la profundidad de los pozos agrícolas (x: profundidad en m, y: # de pozos, elaboración propia en base del REPDA 2008)

En el municipio de Soledad de Graciano Sánchez (al este de la ZMSLP), a los problemas percibidos por los agricultores se suman el avance de la urbanización y la competencia por el agua residual. En el ejido Soledad Diez Gutiérrez existen alrededor de 5,000 ha de uso común. En estos se cultiva sobre todo forraje (espec. alfalfa) regada con agua desde los canales de agua residual y como fuente secundaria agua de norias. Se estima que alrededor de 90% del riego en estos terrenos se lleva a cabo por riego rodado, con baja eficiencia (Figura 4-13). Sin embargo, visto el total del municipio, tiene todavía más importancia el cultivo de hortalizas (sobre todo lechuga, col, repollo), en el cual dominan como fuente de agua los pozos profundos, ya que no se permite el cultivo de muchos legumbres con agua residual (Cortés 2008).

Debido a los problemas mencionados, la expansión de la zona urbana y el enfoque inmobiliario-industrial del gobierno estatal, las proyecciones para el sector agrícola en el valle de SLP prevén una fuerte reducción tanto en la superficie de riego como en el uso de agua. Aún si los volúmenes de extracción del acuífero SLP por el sector agrícola son relativamente bajos comparados con el sector público-urbano, se le atribuye una gran importancia al potencial de este sector para liberar agua para otros usos. Eso es debido a escenarios de transferencias de agua desde Villa de Reyes, por el intercambio con aguas residuales y la

tecnificación del riego.

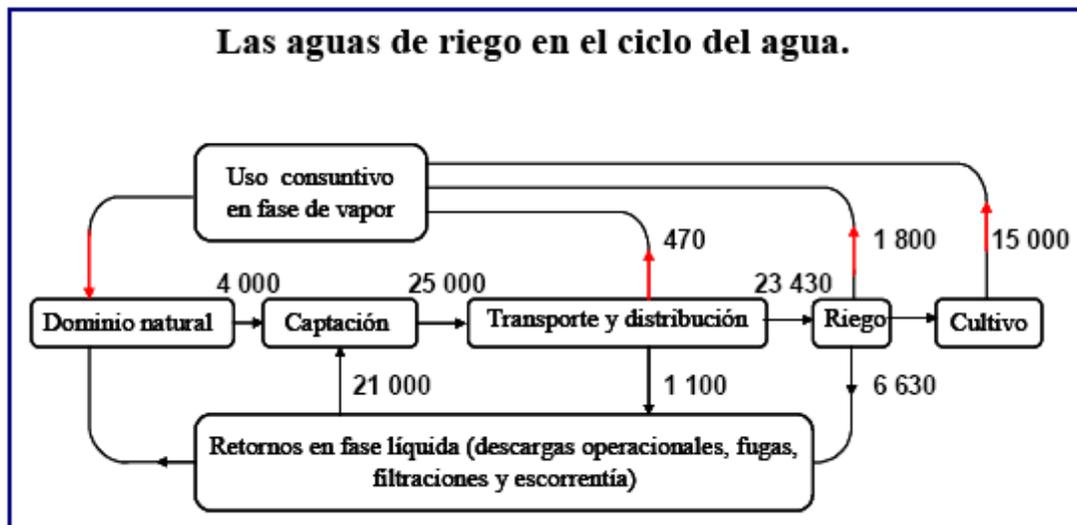


Figura 4-13: Esquema del ciclo de agua en el cultivo de alfalfa en SLP, estimaciones en $\text{m}^3/\text{ha},\text{año}$ (OMM Y CNA 2004)

4.7.3 Sector Industrial y de servicios

Aún cuando el desarrollo industrial es estimulado por el gobierno del estado, el sector industrial ocupa un porcentaje bajo del total del uso de agua. Las dos zonas industriales más importantes son abastecidas por 30 pozos (26 privados, 2 INTERAPAS, 2 CEA) con una descarga promedio de entre 300 y 700 mil $\text{m}^3/\text{año}$ (COLSAN 2005). Los usuarios de agua autoabastecidos registrados en el REPDA suman 13.6 Hm^3 de extracción anual. Sumando a esto los industriales abastecidos por el uso PU, se llega a cerca de 21.1 $\text{Hm}^3/\text{año}$ de uso industrial total. Incluso éste número sigue por debajo de los números oficiales para uso agrícola, pero cabe notar que el uso de agua industrial es subestimado en la mayoría de los reportes y estudios. El análisis de la profundidad de los pozos industriales, Figura 4-14 muestra que el abasto de agua depende principalmente del acuífero intermedio y profundo.

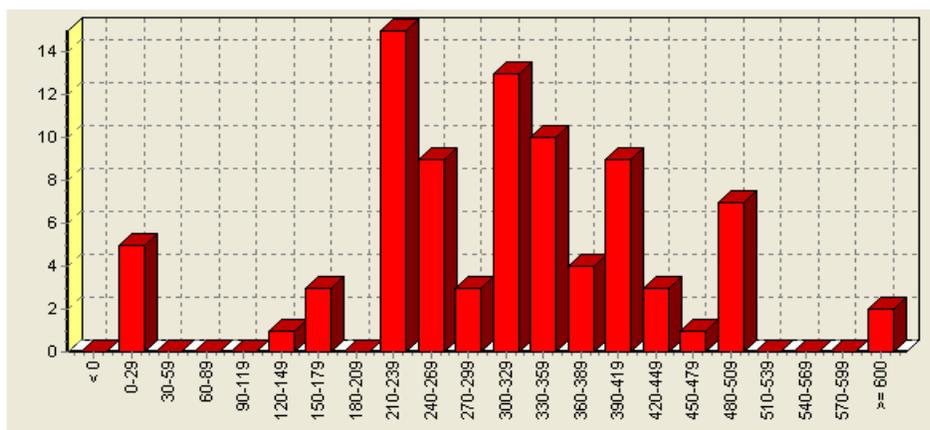


Figura 4-14: Profundidad de los pozos industriales (elaboración propia en base del REPDA 2008)

En cuanto a los tipos de industrias presentes (Tabla 4-11), se puede asumir que un porcentaje importante del abasto de agua de buena calidad puede ser reemplazado por fuentes de agua secundarias. Esto se discute en las propuestas para una futura regulación del acuífero. La política económica aplicada por el estado, de fomentar el desarrollo industrial en el valle de SLP, hasta ahora no contempla criterios de escasez de agua, puesto que estimula sobre todo industrias con un alto consumo de agua y potencialmente contaminantes (COLSAN 2005). Sin embargo, éstas son también el tipo de industrias que podrían ser abastecidas con agua residual tratada.

Tabla 4-11: Ramas industriales más importantes para el uso de agua subterránea, Datos en m³/a (elaboración propia en base del REPDA 2006)

Total	Alimentos	Acero	Minera	Papelera	Química	Textil	Bedidas	Otros
13,617,926	1,241,575	966,477	4,656,645	945,188	641,276	830,113	1,656,772	2,679,880

El sector de servicios, a pesar de su alta importancia para el PIB, en forma de auto-abastecimiento solo extrae 2,34 Hm³/a del acuífero, las ramas más importantes son la recreativa (deportivos, clubs campestres) y hotelera (Tabla 4-12)⁸. Sin embargo, a estos volúmenes hay que sumar el abastecimiento por INTERAPAS a este sector, de 4.192 Hm³/a, sumando entonces un total de 6.532 Hm³/a.

Tabla 4-12: Ramas del sector servicios y su extracción en m³/a (elaboración propia en base del REPDA 2006)

Total	Imobiliarias	Club Campestre	Hotelera	Educación	Hospital	Otros
2,337,054	171,750	527,484	554,461	199,226	197,000	687,133

4.8 Efectos de la extracción intensiva

Los efectos adversos directos del esquema actual de explotación son el abatimiento acumulado y permanente de los niveles piezométricos y la contaminación del sistema acuífero. No obstante, hay otros efectos que también tienen un gran impacto negativo sobre el medio ambiente y la economía y el bienestar:

- la disminución del flujo base en los ríos de la Región Centro de San Luis Potosí, el cual prácticamente ha desaparecido desde hace ya más de 25 años;
- el abandono o la reposición de pozos por abatimiento de los acuíferos;
- el incremento de consumo de energía eléctrica y desgaste de equipo de bombeo;
- el daño causado en edificios públicos y privados y a la infraestructura por los hundimientos diferenciales y agrietamientos del terreno; y,
- el deterioro inducido de la calidad del agua.

4.8.1 Problemas asociados con cantidad y calidad de las aguas subterráneas

En el acuífero somero los problemas están relacionados principalmente a la calidad del agua debido a la contaminación antropogénica por parte de las aguas residuales, las descargas industriales y la contaminación del suelo. Se necesitan nuevos estudios para delimitar zonas de agua de buena calidad que

⁸ Cabe mencionar que para el riego de áreas verdes y campos de golf el uso de agua residual supera en mucho los volúmenes de agua subterránea: Tan solo los 2 títulos más grandes (Club Campestre de SLP, Grupo Desarrollador CIMA para campo de golf) suman un volumen de 3.8 Hm³/a de agua residual para riego (REPDA 2008).

puedan proveer nuevas fuentes de abasto. Considerando la influencia de las aguas subterráneas someras sobre los recursos del acuífero intermedio, es preciso tomar medidas preventivas y protectoras en las zonas altamente contaminadas. En cuanto a la cantidad, un mayor uso del acuífero somero podría reducir la necesidad de bombearla en algunas estructuras subterráneas y sitios de construcción. Para apoyar una administración y uso efectivo de esta unidad del acuífero se necesitan nuevos estudios, no sólo en términos de calidad, sino también para entender la influencia local y la dinámica de los componentes de recarga y fluctuaciones de los niveles.

El acuífero granular debajo del acuitardo (“acuífero intermedio”) proporciona el agua con mejor calidad y constituye la primera reserva de agua potable, pero al mismo tiempo presenta las condiciones de mayor sobre-explotación con altos índices de abatimiento. La concentración de pozos en la zona urbana ha ocasionado un abatimiento anual de hasta 4 metros en algunas zonas, y un descenso del nivel del agua subterránea de 100 metros entre 1972 y 2002 (COTAS 2005).

Con relación al acuífero fracturado (“profundo”), Trueba (2004) reporta abatimientos de 20 a 50 metros en el mismo período. Esto representa un descenso anual promedio de 1.67 m/a en la zona urbana y 0.67 m/a en la periferia. Los problemas en este acuífero profundo son más de calidad, debido a que los niveles piezométricos dinámicos más bajos parecen inducir flujos regionales ascendentes con alto contenido de F (Trueba 2004, Cardona 2005, etc).

Aún si la interconexión natural entre ambos acuíferos es limitada, las alteraciones humanas han causado transferencias de agua de gran volumen entre los cuerpos de agua subterránea somera y profunda, como se puede ver en la Figura 4-15.

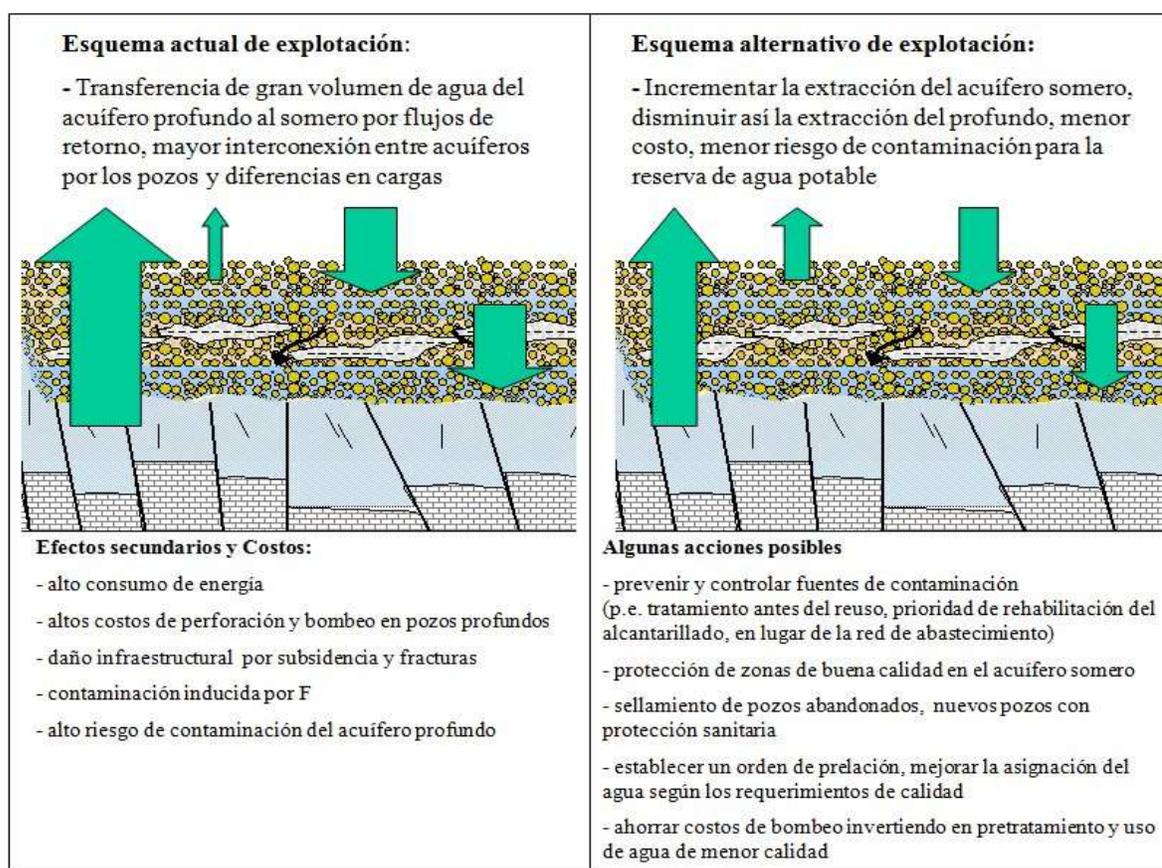


Figura 4-15: Esquema actual y alternativo para la explotación del sistema acuífero (elaboración propia)

Esta transferencia de agua implica una degradación en la calidad de la misma, y elevados costos para la infraestructura y energía del bombeo. Debe desarrollarse un nuevo paradigma en el manejo del agua subterránea, basado en el principio de prevención:

En lugar de pagar los efectos negativos que pueden ser irreversibles, es mejor pagar la prevención de los mismos.

4.8.2 Hundimiento y agrietamiento

Debido a las características locales del subsuelo, el constante descenso en los niveles piezométricos ha producido amplios problemas de agrietamiento y hundimientos del terreno, local- y regionalmente. Estos problemas son bastante comunes en las ciudades del centro y norte de México que frecuentemente presentan rasgos geológicos similares. Entre los ejemplos más importantes podemos nombrar la Ciudad de México, Toluca, Santiago de Querétaro, Morelia, Celaya, Salamanca, Irapuato, Silao, León, Aguascalientes y Torreón.

En el caso de San Luis Potosí, los primeros casos de deformación del terreno y daños a las construcciones urbanas fueron reportados hace aproximadamente 30 años, pero sólo más tarde fueron asociados principalmente a la intensa extracción de agua subterránea (Trueba 2004). La combinación de entre los fuertes abatimientos, las características de los depósitos de relleno de la fosa tectónica, la estructura escalonada del basamento y la reactivación de las fallas geológicas han conducido a hundimientos diferenciados y grietas en la superficie del terreno, no sólo en el valle de SLP, sino también en el adyacente Villa de Arista. Trueba (2004) describe el mecanismo como la compresión y consolidación de capas y lentes de arcilla debido a la extracción del agua subterránea, originando presiones y deformaciones que causan grietas que se propagan hacia la superficie (Figura 4-16).

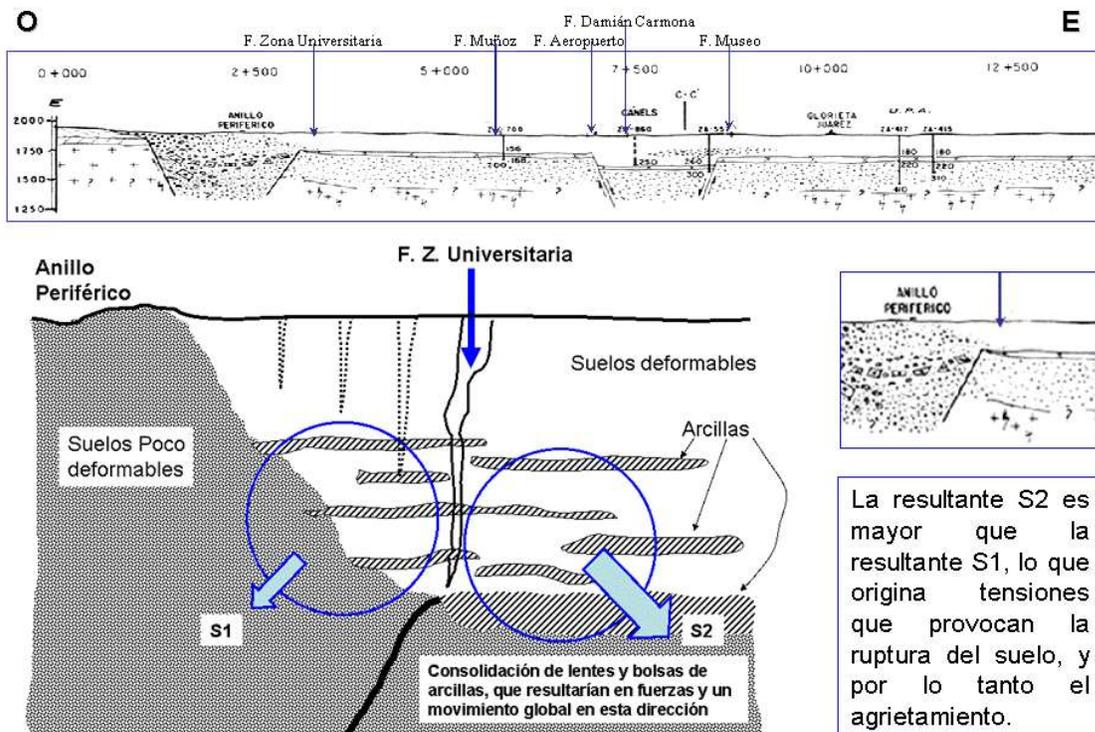


Figura 4-16: Mecanismos que causan el agrietamiento y hundimiento del terreno en SLP (Trueba 2004).

En SLP, el hecho de que exista un acuífero somero pero que la extracción se realice principalmente del acuífero profundo ha permitido una cierta atenuación de los efectos en algunos sectores de la ciudad, puesto que las características del acuífero somero permiten la redistribución de fuerzas y deformaciones.

En las zonas afectadas, las manifestaciones en la superficie corresponden a fracturas que presentan un movimiento tipo falla normal, con escarpes de varios centímetros y pequeñas grietas. Igualmente se han identificado depresiones, pliegues y hundimientos diferenciados. Afectan el pavimento, la tubería de distribución de agua y alcantarillado, los canales de aguas residuales, así como los edificios (Labarthe et al, 2005). Por ejemplo, en la sección pavimentada del río Santiago, el pavimento y los canales laterales de agua residual se rompen continuamente, lo que seguramente causa una considerable infiltración de agua de mala calidad a través de los sedimentos del curso del río. Generalmente, se estima que el daño ha afectado alrededor de 100 edificios privados, con distintos grados de deterioro (Trueba 2004). En el centro de la ciudad, los hundimientos diferenciados también han producido grietas en las paredes y techos de edificios históricos.

Una primera estimación del daño en las redes de infraestructura (agua potable, sistema de servicios y otras redes subterráneas) y en edificios públicos y privados arroja costos anuales de 870 000 US\$. Sin embargo, a estos costos debe agregarse el impacto sobre los precios de los terrenos de las zonas afectadas. Según las proyecciones de Trueba, si se mantiene el ritmo de extracción, el daño total para el 2025 alcanzaría los 15.6 millones de dólares.

4.9 Marco Jurídico

Legislación Federal - Antecedentes históricos

En el mundo prehispánico había libre acceso al uso y explotación del agua. Después, en la época colonial, los manantiales, pozos y ríos fueron considerados propiedad privada, y no existían decretos sobre las aguas subterráneas. Tras la independencia, las primeras leyes sobre el agua se centraban en las aguas superficiales y en la navegación. Al final del gobierno de Porfirio Díaz, la Ley de Aguas de Jurisdicción Federal (LAAFJ) pone los recursos hidráulicos de interés federal bajo dominio público, y permite al Estado emitir reglas y concesiones con el siguiente orden de prioridades (Schmidt 2005): (1) uso doméstico; (2) uso público; (3) uso agrícola, (4) producción de energía y (5) industria. Con la Revolución, surgió una nueva Constitución Mexicana en 1917, que en su artículo 27 establece las bases de toda legislación subsecuente. En ella se declara propiedad de la nación a todas las aguas federales. Sin embargo, éste no incluyó a las aguas subterráneas, que en ese momento seguían siendo de propiedad privada.

Durante los 1930 se inició la perforación de pozos profundos y la tecnología de bombeo permitió la extracción de más agua a mayores profundidades (Aboites, 1998). La perforación de pozos y la extracción de aguas subterráneas aumentaron substancialmente, por ejemplo, para abastecer ciudades como la de México o proyectos de riego en las zonas áridas del norte. En 1945, se hizo una reforma al artículo 27 de la constitución que estableció claramente la propiedad de la nación sobre las aguas subterráneas. Se seguía considerando de acceso libre por el dueño del terreno, pero el Estado podía establecer regulaciones y mecanismos de control sobre su explotación cuando terceras personas o el interés público estuvieran afectados:

“Art.27, párrafo quinto... Las aguas del subsuelo pueden ser libremente alumbradas mediante obras artificiales, y apropiarse por el dueño del terreno, pero cuando lo exija el interés público, o se afecten otros aprovechamientos, el Ejecutivo federal podrá reglamentar su extracción y utilización, y aún establecer zonas de veda, al igual que para las demás aguas de propiedad nacional. ...” (Decreto, 1945).

La extracción de aguas subterráneas volvió a crecer substancialmente en los 1950 con la introducción de las bombas eléctricas. Para establecer un mejor control sobre la extracción de estas aguas, el Estado obligó a los usuarios a registrar los nuevos pozos y el uso de sus aguas (mediante dos leyes en 1956 y 1958), y así poder determinar cuando la explotación daña el interés público. La falta de control sobre la perforación de pozos y el inicio de problemas en algunos acuíferos condujo al establecimiento de zonas de acceso limitado a las aguas subterráneas, “zona de veda”, fijando tres tipos distintos (Aboites 1998):

- veda rígida, zonas donde toda extracción adicional dañaría o agotaría el acuífero;
- veda flexible, donde la capacidad del acuífero sólo permite la extracción de aguas subterráneas para uso doméstico, y
- veda controlada, donde la capacidad del acuífero sólo permite una extracción limitada para distintos usos.

Sin embargo, la implementación falló debido a la falta de control sobre la extracción y a la poca capacidad para establecer los estudios hidrológicos necesarios para determinar la disponibilidad del recurso (Arreguín, 1998). En 1972, el presidente Luis Echeverría estableció la Ley Federal de Aguas (LFA) que integraba todas las leyes, regulaciones e instituciones existentes, y asignaba a la recién creada Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) la responsabilidad del agua. El control gubernamental sobre la extracción y uso de aguas superficiales, aún en zonas sin limitaciones a la explotación fue declarado un interés público (LFA, Art. 7). Sin embargo, la ley no estableció mecanismos para determinar o controlar los volúmenes de extracción (Roemer, 1997).

La década de 1980

La política pública y económica mexicana empieza a cambiar rápidamente a partir de los 1980 hacia la apertura de la economía nacional al mercado mundial, el libre comercio, la desregulación de las inversiones extranjeras y la desincorporación de algunas empresas paraestatales no estratégicas (Schmidt, 2005). La política del agua en México a partir de los 1980s ha sido la política de descentralización y desincorporación del abasto de agua, empezando por los cambios en el artículo 115 de la constitución, en 1983, que transfirieron la responsabilidad del abasto y saneamiento de las aguas públicas a los municipios.

En 1982 se introdujeron en la Ley Federal de Derechos cuotas por el uso y explotación de aguas superficiales y subterráneas. Posteriormente, esta ley pasó por dos cambios importantes: en 1986 cuando las cuotas fueron adaptadas en función de la disponibilidad de agua regional, y en 1991, cuando se introdujo una cuota por descargar aguas residuales (CONAGUA 2004^a).

La legislación federal actual

El cambio radical en la orientación de la política mexicana sobre el agua, que hasta entonces tenía un carácter en gran medida social, vino en 1992 cuando se formuló la Ley de Aguas Nacionales (LAN) y cuando se reglamentó en 1994. Esta ley nombra a la Comisión Nacional del Agua como la institución estatal responsable de la regulación del sector hidráulico. Sin embargo, exonera al Estado de la obligación de controlar y administrar la asignación y distribución del agua (DOF 1992). Se establecen las cuencas como las unidades administrativas de la planeación y manejo del agua y se asigna a los Consejos de Cuenca como las instituciones responsables para el manejo de dichas unidades.

Uno de los objetivos explícitos de la nueva ley es dotar de mayores responsabilidades y oportunidades de participación a los usuarios del agua, pero, sobre todo, promover la participación del sector privado en el manejo del agua (Schmidt 2005). Se fortaleció la concesión de derechos sobre el agua, se legalizaron las transferencias de esos derechos, y se estipuló la creación de un Registro Público de Derechos de Agua (REPDa). En este último se registran los títulos de concesiones (hasta 30 años), las asignaciones (para el

sector público) y los permisos de descarga. La principal función del registro es la inscripción de los títulos de concesión, así como de sus prórrogas, suspensiones, extinciones y transmisiones, y la expedición de constancias y certificaciones (CNA).

Un punto que condujo a una enorme sobre-asignación de concesiones de aguas de la nación, especialmente de las subterráneas, fue que durante el primer período de registros se respetaron los derechos históricos, o mejor dicho el volumen de uso declarado por el usuario.

Más tarde, en 2004, la Ley de Aguas Nacionales pasó por una reforma muy importante y discutida, cuyos principales resultados incluyen (CONAGUA 2004b):

- una mayor concentración del poder en el CNA, pese a la continua reducción de personal y recursos,
- el aparente fortalecimiento de la descentralización en la planeación y manejo del agua a nivel de cuenca, con el establecimiento de Organismos de Cuenca. Esta contraparte gubernamental a los Concejos de Cuenca (que son organizaciones de usuarios) tendrían que fomentar una mayor participación de los usuarios en los últimos, sin embargo la estructura paralela de hecho debilita la posición de los Consejos (Schimdt, 2005);
- la participación del sector privado en el desarrollo de infraestructura, en la operación y la prestación del servicio se hace más explícita y concreta.

En este contexto, cabe mencionar que también el TLCAN firmado en 1994 tuvo efectos sobre la política del agua (especialmente en sus capítulos III, XI y XII donde el agua es tratada de manera explícita), por ejemplo, aplicando el principio general de “trato nacional” al sector de abasto y saneamiento del agua.

¿Regulación para combatir los efectos de la explotación intensiva?

Las zonas de veda siguen siendo la columna vertebral de la regulación nacional en materia de agua subterránea, y en la actualidad esta figura limita de algún modo la extracción de agua subterránea de la mayoría de los acuíferos. Sin embargo, esto no ha tenido efectos tangibles en el camino hacia la sustentabilidad. Desde los 1970 el número de acuíferos sobre-explotados ha aumentado de manera sostenida y substancial: 32 en 1975, 36 en 1981, 97 en 2001, 102 en 2003 y 104 en 2006 (CONAGUA 2007, Figura 4-17)

Un problema relacionado específicamente con los acuíferos urbanos es que el uso público-urbano del agua es ubicado con igualdad de prioridad que el uso doméstico, por lo que aún en las zonas de “veda rígida” la extracción del agua para uso urbano ha crecido indiscriminadamente y los planes de desarrollo urbano han estado muy lejos de tomar en cuenta la disponibilidad del recurso.

Ésta brecha entre la ley y su implementación y control también es evidente en el sector agrícola. Pese a que la LAN especifica que los usuarios deben instalar medidores de flujo y reportar los volúmenes extraídos a la CNA, a la hora de querer implementar un control viable de la extracción no se pueden encontrar mecanismos eficaces (Hoogesteger, 2005). Este es uno de los principales problemas de las políticas de aguas subterráneas en México.

Otro hueco importante en la regulación de la extracción de agua subterránea es el hecho de que no es necesario poseer un registro o concesión para perforar pozos y realizar extracciones en zonas de libre acceso a las aguas subterráneas, es decir en aquellas zonas que no han sido sujetas a una regulación local, vedadas o declaradas reserva (ve p.e. Hernández-Rodríguez 2005).

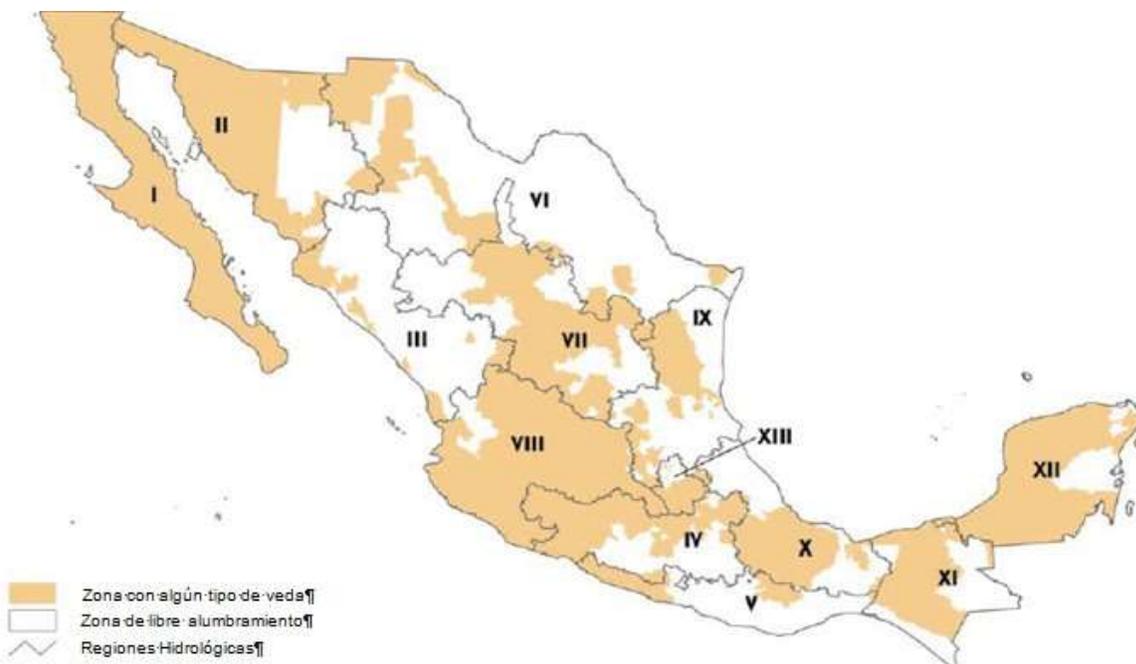


Figura 4-17: Zonas de Veda sobre acuíferos en México, CONAGUA 2007

Con relación al REPDA existe un conjunto de problemas administrativos de los cuales se mencionan algunos que se han encontrados durante el trabajo en SLP:

- Se creó un problema debido al hecho que durante el proceso de transición, las viejas concesiones de extracción fueron heredadas, obligando a los usuarios a registrarse. Sin embargo, cómo el establecimiento de estudios sobre la disponibilidad de los recursos es una figura relativamente nueva (NOM-011-CNA-2000, CONAGUA 2002b), existen más concesiones que agua efectivamente disponible.
- Por otro lado, la CNA carece de la capacidad para realizar un control eficaz de los volúmenes extraídos y de los pozos ilegales. Esto es particularmente cierto en el caso de las norias y en las zonas rurales. Incorporar los derechos de agua ya existentes - a veces muy antiguos - y los arreglos locales, ha sido un proceso largo y complicado. En el REPDA de SLP se han encontrado 115 pozos sin especificación de coordenadas ni profundidades (de un total de 1405 títulos registrados en 2006), y hay pozos que de acuerdo con sus coordenadas están ubicados fuera del acuífero.
- En la conversación con diferentes instituciones responsables (CONAGUA, CEA) se notó que no hay claridad en la administración de los derechos de agua superficial en SLP, puesto que los cuerpos de agua superficial están bajo jurisdicción estatal desde la ley de agua estatal de 2001.
- Lo mismo es cierto para las concesiones (dotaciones) de aguas residuales, que han sido otorgadas por las autoridades federales, pese a que este recurso no cae dentro de la jurisdicción federal. Se necesita establecer un registro público que sea transparente para todos los usuarios potenciales, y así permitir un manejo eficaz de las aguas residuales ante la creciente competencia en el sector. Sin embargo, hasta ahora ni la CEA ni la CNA han emprendido desarrollo alguno en esta dirección.
- Hay muy poca claridad en los términos de los cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, y la denominación de la fuente de agua puede ser muy ambigua (por ejemplo, “el municipio”). En 1994 INTERAPAS recibió un permiso de descarga de 74 Hm³ de aguas residuales hacia “el Acuífero de San Luis Potosí”; desde luego, no se trata de un mecanismo para recargar de manera artificial el acuífero. Por otro lado, no se han emitido nuevos permisos de descarga que den cuenta del incremento en la generación de aguas residuales entre 1994 y 2006.

Para más información sobre los efectos generales del establecimiento de un mercado de derechos de agua, el lector puede acudir a Escolero (2006b).

Legislación Estatal

En este ámbito es importante mencionar la “Ley de agua potable, alcantarillado, tratamiento y disposición de las aguas residuales para el Estado y municipios de San Luis Potosí” del año 2001. Principalmente regresó facultades de control del abastecimiento del estado al municipio, permite a los organismos descentralizados establecer sus propias tarifas sin necesidad de ser aprobados por el congreso (pero siguiendo los principios de cobertura de costos, consumo racional y garantía de acceso del sector de bajo ingreso), y abre la cancha para la participación de empresas privadas en la administración y prestación del servicio.

En el año 2006 (Enero) se publicó la “Ley de Aguas para el Estado de San Luis Potosí” que introdujo cambios importantes en la gestión del agua superficial y permitió la participación del sector privado en el abastecimiento de la población, entre otros.

Reglamentación Local

Por decreto presidencial del 30 de Junio de 1961, una parte importante del valle de San Luis Potosí se declaró Zona de Veda. Posteriormente, el 18 de Octubre de 1962, se vedó la porción complementaria de los valles de San Luis Potosí y Villa de Reyes, con este decreto se cubrió prácticamente toda el área de explotación de ambos valles. Finalmente, el 3 de diciembre de 1985, se vedaron por decreto las porciones faltantes de los municipios de San Luis Potosí y Villa de Reyes, con lo que quedó cubierta, incluso, la zona de recarga de estos acuíferos. Dichas vedas, restringieron el alumbramiento de aguas del subsuelo para cualquier uso, excepto para fines doméstico y abrevadero. (Trueba 2004)

Aparte de las vedas y las reservas de agua subterránea, una tercera herramienta prevista en la constitución para regular la asignación y extracción de aguas subterráneas son los reglamentos locales de acuíferos. Estos deben ser aprobados directamente por el presidente, y la vía común (aún si no la única) es que se busca primero la aprobación por parte de la CONAGUA. Se han reportado casos (por ejemplo el del COTAS de Laguna Seca, Guanajuato) donde se ha negado esta aprobación, por lo que algunos COTAS e investigadores responsabilizan a la CONAGUA de que, pese a sus esfuerzos, aún no se hayan implementado eficazmente regulaciones locales en el manejo de aguas subterráneas (Esqueda 2008).

En el 2005 el COTAS de SLP publicó el Estudio Técnico Justificativo para el Acuífero 2411, cumpliendo un prerrequisito directo para elaborar un reglamento local de acuífero. Sin embargo, hasta ahora la CONAGUA no ha publicado oficialmente el documento, y los esfuerzos colectivos para desarrollar un reglamento han quedado estancados.

4.10 Marco Institucional

A continuación se describirá brevemente a los principales actores en la gestión del agua subterránea del Valle de San Luis Potosí. Los datos provienen parcialmente de entrevistas sostenidas con el COTAS, CNA, CEA, INTERAPAS y el Instituto Municipal de Planeación (IMPLAN) como representante del municipio. Este último, sin embargo, no fue incluido en la descripción pues aún no ha tomado un papel importante en las decisiones sobre el manejo del agua.

Debe mencionarse que también hay otros actores importantes, por ejemplo la SEDARH, la UASLP y la iniciativa privada, sobre todo la industria de la construcción y de bienes raíces que poseen derechos de agua por un volumen total de extracción de más de 2 Hm³/y (Capítulo 3.4).

En general, puede resumirse que las instituciones y los usuarios en SLP han llegado al punto en que los problemas relacionados con el agua son ampliamente reconocidos, pero subsisten las barreras políticas e interinstitucionales que obstaculizan la cooperación, sin que se hayan creado mecanismos eficaces para superarlas. Existen intereses particulares (especialmente del Estado y del sector privado) que han desviado el desarrollo urbano e hidráulico. Queda la esperanza de que organizaciones como el COTAS y la participación en ellas de los verdaderos usuarios puedan aumentar su peso en la toma de decisiones y que la sociedad, paso a paso, se involucre más en las decisiones del manejo de agua, alcanzando una mejor posición para reconocer, cuestionar y enfrentar aquellos intereses particulares.

4.10.1 CNA

La CNA fue creada en enero 1989 por decreto presidencial, como un organismo descentralizado responsable de las grandes obras hidráulicas; de la regulación de los distritos de riego administrados por consejos de usuarios; y de los sistemas de agua potable administrados por los estados y municipios.

Desde su creación en 1989 la CNA administra el registro y la concesión de derechos de agua, tanto superficial como subterránea, registrados en el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA). Sin embargo, se describieron los problemas relacionados al mismo en el apartado anterior, y consecuentemente los volúmenes bombeados exceden a los concesionados. Algunos de los factores que contribuyen al fracaso de la CNA en la regulación de las agua subterránea son mencionados por Hoogesteger (2005): (i) la burocracia estatal es jerárquica y centralista, (ii) hay poco personal a nivel de campo para ejercer control, (iii) la corrupción dentro de la burocracia es un fenómeno general en México y el mundo y (iv) con frecuencia la burocracia está sujeta a presiones políticas. El resultado es que se sigue sobre-explotando los acuíferos y predomina la impunidad.

En el Acuífero Valle de San Luis Potosí las funciones más importantes que empuja la gerencia regional de la CNA incluye por definición la administración del REPGA, autorizar y regular los cambios en los títulos de pozos (transferencias de derechos, reubicaciones, cancelaciones, etc). Además cuenta con una red de monitoreo de calidad de agua en pozos y presas, monitorea los niveles en las presas más importantes. La CNA mantiene relaciones muy estrechas con el COTAS y ha desempeñado un papel financiero importante en los estudios para caracterizar el acuífero y el uso de agua, así como para impulsar el reglamento local del acuífero. Otro de sus proyectos importantes junto con el gobierno de los estados SLP y Guanajuato es la planeación e futura construcción de la presa El Realito, de donde se importará agua para abastecer a la ciudad y zona industrial de San Luis Potosí.

El interés de la Gerencia Regional de la CNA en una herramienta de soporte de decisión está en el apoyo a las decisiones sobre pozos (efectos de reubicaciones, distribución óptima de las baterías de pozos, etc), el efecto de fuentes de abastecimiento adicionales y simular diferentes políticas de asignación del agua del acuífero.

4.10.2 CEA

Las comisiones estatales de agua fueron creados originalmente para el apoyo en el abastecimiento de pequeñas comunidades y municipios que no contaron con la capacidad de desarrollar un organismo de agua potable propio en cuando se traspasó esta tarea del gobierno federal a los municipios. Debido a esto, el enfoque tradicional de las comisiones estatales es hacia el abastecimiento de agua potable.

Al mismo tiempo, según la constitución y la ley de aguas nacionales, todos aquellos cuerpos de agua superficiales que no cruzan ninguna frontera de estado caen bajo la administración estatal. En ese régimen se encuentran todos los ríos y arroyos de la cuenca, incluyendo al río Españita y Río Santiago. Sin embargo, en el caso de San Luis Potosí, apenas la nueva ley estatal de agua (2006) creó el marco para que

el estado asuma la responsabilidad para sus cuerpos de agua. (Actualmente, ni la CNA ni la CEA cuenta con una base de datos (títulos, concesiones) adecuada para el uso del agua superficial.)

Por lo mismo, la CEA también es la institución responsable para el manejo del agua residual a partir de los puntos de descarga de la red de alcantarillado, quiere decir que construye los colectores, decide sobre la forma de los contratos de construcción y operación de los PTAR's y se arregla con los usuarios del agua tratada y no-tratada. Mientras económicamente hasta ahora el saneamiento sigue siendo un gasto fuerte del estado. Además la comisión estatal cuenta con 2 pozos profundos de abastecimiento en la zona industrial, lo cual se podría ver fuera de su competencia y de hecho constituye una pérdida de recursos para el INTERAPAS. Todo eso demuestra que la posición del gobierno de estado en general y en cuestiones de gestión del agua es poderosa, lo cual se refleja muy fuerte en la toma de decisiones, sobre todo tratándose de decisiones sobre el desarrollo urbano, como en caso de la Ciudad Satélite.

Con respecto a escenarios interesantes para la Comisión Estatal de Agua se mencionaron el efecto de los desarrollos nuevos sobre la disponibilidad del agua, el volumen del agua residual al futuro y la asignación de los aguas residuales.

4.10.3 INTERAPAS

El INTERAPAS es el Organismo Intermunicipal Metropolitano de Agua Potable, Alcantarillado, Saneamiento y Servicios Conexos de los Municipios de Cerro de San Pedro, Soledad de Graciano Sánchez y San Luis Potosí. Se trata de un organismo operador descentralizado y público. Se encarga de la construcción, operación, mantenimiento de pozos de agua potable con carácter de uso público-urbano, las ductos correspondientes de agua superficial de las presas San José y El Peaje, las plantas potabilizadoras, así como todo relacionado a la red de agua potable y alcantarillado, hasta sus puntos de descarga a los colectores principales que maneja la CEA. Además ha impulsado y iniciado un proyecto de recarga artificial con agua de escurrimiento, mismo que se describirá más adelante.

Su órgano más importante es la junta de gobierno, a la que la componen el presidente municipal, un regidor de la Comisión del Agua, un representante de la Comisión Estatal del Agua; tres ciudadanos que representan al Consejo Técnico Consultivo, y que son seleccionados uno por cada uso del agua (domésticos, industrial y comercial).

Antecedentes: La transferencia de las responsabilidades del abastecimiento de agua potable y saneamiento de la CNA a los municipios en 1983, primero resultó en una decaída general fuerte en el nivel de servicios, debido al hecho que con las responsabilidades no se habían transferido al mismo tiempo la capacidades técnicas ni financieras (compara Cap. 3.6). Lo mismo sucedió en el área de SLP. Por esta razón y en acuerdo a las políticas federales, en 1992 se tomó la decisión de desacoplar el servicio de agua potable del ayuntamiento y crear un organismo descentralizado, llamado SIAPAS. Durante 1992-1996 se mejoró el nivel de servicio en muchos aspectos, como la cobertura, desinfección, padrón de usuarios, medición, etc. A pesar de su éxito, no por último en la cooperación con las juntas de usuarios, en 1996 el gobierno del estado por razones políticas tomó la decisión de desaparecer al SIAPAS y se creó el organismo intermunicipal de agua potable, alcantarillado y saneamiento (INTERAPAS), con lo cual, el estado se retomó cierto control sobre el abastecimiento del municipio (ve Alcalde 2003 para mayor detalle).

El problema más fuerte que enfrenta el organismo es la falta de recursos para mejorar la infraestructura (alcanzar una cobertura de 100% de servicio continuo), bajar las fugas (estimados en 36% en 2003) y llevar acabo los proyectos necesarios para aumentar la oferta de agua. Dentro de los proyectos inmediatos y actuales del organismo es la continuación de la reparación de las fugas (eficiencia física de 72% dentro de 10 años), la sectorización de la red hasta el 2012, el proyecto de la presa El Realito (ve arriba) y la ampliación de la planta potabilizadora Los Filtros, que terminó en septiembre 2008. Según información

del organismo, las tarifas actuales no son suficientes para cubrir los costos, sin embargo ha aumentado la eficiencia comercial (INTERAPAS 2003, Liñán 2007). En 2007 se publicó el Decreto 274 sobre las cuotas y tarifas del organismo, según el cual los ajustes bimestrales de las tarifas se llevan a cabo de acuerdo a una fórmula establecida y se cobra el 15% de la tarifa para el saneamiento. Esta reglamentación ha acabado con un problema importante entre organismo, municipio y estado, que consistió en la dependencia de las tarifas de los intereses políticos de las administraciones respectivas (Alcalde-Alderete 2003).

4.10.4 Comités Técnicos de Agua Subterránea

Los primeros antecedentes de “Grupos de Agua” como asociaciones de usuarios de agua subterránea se encuentran a principios de los años 90 en los acuíferos de la Comarca Lagunera y del Valle de Santo Domingo (Escolero 2006b). Allí estos grupos surgieron como una respuesta institucional a la problemática derivada de la explotación intensiva, con el objetivo principal de llegar a reglamentos locales para reducir dicha explotación. Fue hasta 1995 que resurge la iniciativa, y en el acuífero de Querétaro se establece el primer “Comité Técnico de Agua Subterránea” (COTAS). Dos años después, las autoridades del Estado de Guanajuato, retoman la iniciativa y promueven la creación de estos comités en todos los acuíferos del estado, apoyados financieramente mediante un Fideicomiso. En la reforma de la LAN en 2004, se prevén los COTAS como: *“Los Comités Técnicos de Aguas del Subsuelo o Subterráneas (COTAS) son órganos colegiados de integración mixta que desarrollan sus actividades en relación con un acuífero o grupo de acuíferos determinados. Constituyen un órgano auxiliar de los Consejos de Cuenca y no están subordinados a la CONAGUA o a los Organismos de Cuenca” (LAN 2004, Título Segundo, Cap. IV, Art. 13 BIS 1).*

En 2007 existían 76 COTAS en todo el país (CONAGUA 2007), los cuales se concentran en la zona norte y centro (Fig 3-17), donde existen los problemas importantes de escasez y explotación intensiva.

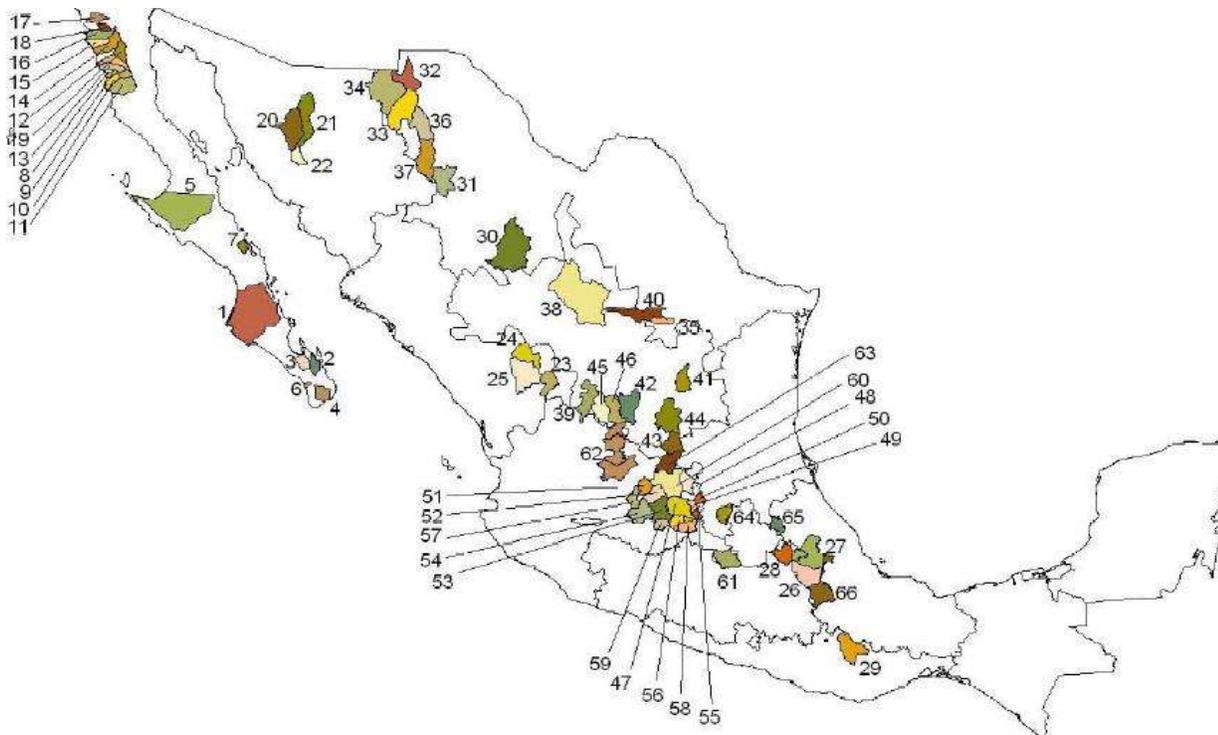


Figura 4-18: Comités Técnicos de Agua Subterránea, Situación al 30 de septiembre 2004 (CNA, Gerencia de Consejos de Cuenca, 2005)

El COTAS Acuífero del Valle de SLP, A.C. fue creado el 20 de septiembre del 2000 y constituido como asociación civil el 14 de diciembre de 2001 (COTAS-SLP 2005). En 2001, se instalaron los Comités Técnicos de Aguas Subterráneas en la jurisdicción del Consejo de Cuenca del Altiplano (Region Hidrológica VII, Cuencas Centrales del Norte) (COTAS-SLP, 2006)

Las funciones del COTAS son la de representar e involucrar a los usuarios de agua subterránea, informarles, proveerles servicios y defender sus intereses, pero al mismo tiempo llevar el diálogo y la cooperación con las instituciones gubernamentales (Castañón, 2007). El COTAS realizó en 2005 el estudio técnico del acuífero (COTAS-SLP 2005), junto con la CNA está impulsando los trabajos previos para establecer un reglamento del acuífero, así como está llevando a cabo un censo extenso de los pozos y el uso del agua en el acuífero. Además ha impulsado diversos estudios sobre los recursos de agua, ofrece diferentes servicios de trámites a sus usuarios y en un futuro posiblemente se encargará de la operación de una red óptima de monitoreo, misma que se está diseñando en un trabajo de la UASLP solicitado e financiado por el mismo COTAS.

A pesar de los trabajos realizados y la buena cooperación en el trabajo con las asociaciones industriales, agrícolas, y el organismo operador, el COTAS presenta varios problemas que son sintomáticos para las organizaciones de usuarios en México, y en parte son problemas estructurales. El mayor problema es la falta de reconocimiento por parte de los usuarios y por ende la poca representatividad y participación de los usuarios (**Tabla 4-13**). En parte este problema viene del hecho que muchos usuarios entienden el COTAS como un brazo más del gobierno en lugar de una asociación de usuarios.

Tabla 4-13: Usuarios del Agua Subterránea del acuífero del Valle de SLP y Miembros del COTAS SLP con datos del REPDA 2007 (COTAS-SLP, 2008)

Tipo de Uso	Usuarios	Asociados
Total	869	128
agrícola	533	92
multiple	180	9
PU	18	5
Industrial	56	14
Servicios	51	7

Relacionado al bajo número de asociados (y una baja recaudación de la cuota de \$500 que se estableció en 2007) se presenta el hecho que el COTAS no es auto-suficiente, ya que cuenta con muy pocos ingresos propios que se generan con los servicios a los usuarios. De allí proviene el problema que la organización económicamente es dependiente sobre todo de la CNA (por ejemplo, la gerente del COTAS recibe su sueldo por parte de la CNA), y por ende no tiene la autonomía adecuada en sus decisiones. Se juzga que para una auto-gestión y auto-suficiencia el COTAS tiene que encontrar mecanismos para independizarse de las instituciones gubernamentales y generar recursos propios.

Los problemas que enfrenta el COTAS son comunes en las organizaciones de usuarios y en parte se podrían titular inherentes a como estas asociaciones están previstas en la ley. Para empezar, el simple hecho de aparecer como órganos auxiliares en la LAN ya parece limitarlos: Siendo figuras legales, se espera que sus funciones se definan por las autoridades que los crearon, en lugar de actuar como ONGs libres y que los propios usuarios definan con cuales necesidades tendrán que cumplir sus órganos. Sin embargo, sus funciones y atribuciones no son explícitas en la ley y su reglamento. Lo anteriormente dicho resulta en cierta inflexibilidad de muchos COTAS. Por ejemplo en cuanto a los reglamentos los COTAS han sido en muchas partes sujeto a la benevolencia de las Gerencias Regionales/Estatales para poder

encaminar los pasos necesarios para reglamentar su acuífero (compara Cap. 1.6.3). Sin embargo, existieran otras vías (por ejemplo con el apoyo directo de diputados federales) que podrían llevar a tal fin (Escolero 2008).

A continuación se resumen algunas limitaciones que ha tenido el proceso de participación de los usuarios del agua en México, descrito eg. por Marañon-Pimentel (2003), Schmidt (2005), Wester (2003) y Escolero (2006). Los más importantes organismos de participación previstos por la ley son los Consejos de Cuenca, los Comités de Cuenca, los COTAS y las Asociaciones de Usuarios de los Distritos de Riego; sin embargo, estos organismos de reciente creación, y en general el proceso de descentralización, han presentado numerosos problemas:

- En las organizaciones de usuarios predominan de los representantes gubernamentales. Aún cuando la LAN 2004 fijó que los representantes de usuarios y de la sociedad organizada debían ocupar al menos el 50% de los asientos en los Consejos de Cuenca, la misma fórmula de instituciones “mixtas” conduce a una falta de independencia de los usuarios en la toma de decisiones.
- Otro de los problemas documentados es la falta de democracia en la creación y subsecuente elección de los organismos. Como han sido creados desde arriba, carecen de bases sociales verdaderas (Marañon-Pimentel 2003, Schmidt 2005). Se consideran usuarios a los proveedores públicos y privados de agua potable, lo que da lugar a una sobre-representación de los intereses de estas empresas. Generalmente se define “usuarios” como los concesionarios, por lo que algunos sectores de la sociedad con intereses legítimos (colonias sin abasto de agua pública, grupos ecologistas, etc.) no están representados.
- Torregrosa (2006) describe a los Consejos de Cuenca como “construcciones artificiales”, con una escala demasiado grande para permitir procesos de participación genuinos que más bien suceden a nivel local. En México las experiencias exitosas de gestión participativa del agua se han dado en espacios de limitada extensión, a nivel de pequeños acuíferos, cuencas y micro-cuencas. Esta autora asegura que es en estos espacios (COTAS, Comités de Cuenca) donde los múltiples actores sociales locales que tienen un genuino interés en la protección y gestión del recurso -comunidades, grupos indígenas, ONGs y productores agrícolas- pueden interactuar y colaborar. Sin embargo, estos espacios han sido utilizados muy poco y con frecuencia operan al margen de los marcos institucionales (op. cit.).
- En la legislación falta claridad acerca de las responsabilidades, poderes y estatus legal de las organizaciones de usuarios, lo que conduce a interferencias entre ellas, y con las distintas dependencias de la CNA, así como a problemas internos para definirse a sí mismas y sus tareas. “Participación” tiene definiciones muy amplias, que van desde informar al público o consultar a los interesados, hasta una verdadera toma de decisiones conjuntas. Así que Hoogesteger et al. (2005) juzgan que la iniciativa de los COTAS son una excelente idea en el papel, pero como carecen de facultades legales y administrativas su operación se ve fuertemente obstaculizada.
- La falta de recursos financieros propios para la mayoría de los COTAS significa una fuerte dependencia de la Comisión Nacional del Agua, lo que en muchos casos genera también una dependencia en la aprobación de los proyectos y puede conducir a conflictos en la representación de intereses de usuarios que se enfrentan a esta institución.

4.11 Síntesis de la Problemática

En el caso del acuífero del valle de San Luis Potosí se trata de un sistema acuífero urbano compuesto por un acuífero somero muy dinámico, con mucha aportación de recarga inducida, alto riesgo de contaminación y por eso muy poco aprovechado, conectado con un sistema acuífero intermedio-profundo. El último se encuentra bajo explotación muy intensiva presentando abatimientos fuertes que causan altos costos, abandono de pozos y problemas secundarios como la subsidencia y agrietamiento del terreno. El acuífero intermedio granular presenta el mayor grado de explotación y la mejor calidad de agua, mientras los flujos más profundos en el medio fracturado tienen el problema de altas concentraciones de F.

El uso principal de agua es el público-urbano (alred. de 75%), el cual tiene una dependencia muy fuerte del agua del acuífero (92%). El aprovechamiento de los cuerpos intermitentes de agua superficial mediante presas ha sido sub-óptimo, causando problemas de inundaciones y desperdicio de recursos. Casi toda el agua residual producida en la ciudad se reutiliza para la agricultura en la periferia de la zona conurbada, en uso conjunto con el agua de pozos. Existe una fuerte competencia entre los diferentes sectores, tanto por el uso del agua subterránea, como incipientemente también por el recurso agua residual tratada. Tanto el sector público-urbano como el agrícola tienen un uso muy ineficiente del agua, con pérdidas de 36% y 40-60% respectivamente.

Un problema grande y típico en la zona de estudio es la urbanización no-planificada y controlada que se está extendiendo hacia las zonas montañosas (zonas de recarga), agravando problemas de inundación y erosión, y potencialmente disminuyendo la recarga hacia el acuífero. Además, las políticas estatales fomentan un desarrollo industrial fuerte, que también trae consigo un mayor crecimiento poblacional, lo cual aumenta la presión sobre los recursos hídricos.

Las soluciones locales planteadas para cubrir la creciente demanda y disminuir los efectos negativos de la explotación intensiva del acuífero incluyen tanto medidas para incrementar y diversificar la oferta (importación de agua, adecuación de presas, recarga artificial, etc) como medidas para optimizar la asignación y el uso del agua (transferencias intersectoriales, reglamento local, reducción de fugas, etc).

Las instituciones involucradas en la gestión incluyen tanto a la CNA regional, la Comisión Estatal del Agua, los municipios y el organismo operador intermunicipal, así como desde el año 2000 el Comité Técnico de Agua Subterránea (COTAS). La gestión ha sido tradicionalmente con enfoques parciales, la información es dispersa en las distintas dependencias y no existe una visión común para una planeación y gestión integrada del recurso al largo plazo. Sin embargo existe cierto grado de cooperación interinstitucional, el COTAS ha sido bastante activo en los últimos años y se está trabajando en un reglamento local para mejorar la asignación de los recursos escasos.

Debido a estas problemáticas típicas para la gestión del agua en México, así como la complejidad del sistema, se considera el acuífero del Valle de SLP un buen caso piloto que:

- justifica la aplicación de un SSD
- beneficiará de la implementación de un SSD para gestión de agua
- servirá para validar la aplicabilidad del SSD que se va a desarrollar
- representa un caso que, en el momento que la aplicación del SSD será exitosa, garantiza la transferibilidad del enfoque a muchos otros casos en México.

4.12 Discusión de las soluciones propuestas

En el caso de San Luis Potosí se pueden observar varias dimensiones de escasez de agua. Por un lado, hay una evidente escasez natural del recurso. Sin embargo, observando el desarrollo de la región y sus recursos, puede decirse que parte de la escasez existente es creada por la falta de planeación en el desarrollo urbano y regional, la degradación de la vegetación, de los cuerpos de agua superficial y de los suelos, agravado por la contaminación de los cuerpos de agua superficial y subterránea y la intensa extracción de los últimos.

Al tratar con este “primer orden de escasez” de los recursos hidráulicos, nos encontramos con otra dimensión, de segundo orden, la llamada “escasez social de los recursos” (Ohlsson & Turton) que es descrita como escasez de los recursos sociales requeridos para adaptarse con éxito a la escasez de primer orden (op cit). Esto significa que los problemas relacionados con la gestión del agua no sólo están en función de la cantidad y calidad física del recurso, sino también del marco económico e institucional.

Muchos autores aseguran que en el centro de la crisis del agua está la ausencia de una administración adecuada (por ejemplo, Cosgrove y Rijsberman 2000; Banco Mundial 2003); y que una de las principales prioridades es alcanzar una eficaz gobernanza del agua (ejemplo, Roger y Hall 2003).

Si visualizamos las diferentes fases en las tareas de gestión del agua, San Luis Potosí parece estar atrapado en varias fases simultáneamente. La imagen de una tuerca que presentan Ohlsson y Turton parece ser la más adecuada (Figura 4-19): “[...]la tarea administrativa constantemente gira entre la administración de los conflictos de primer orden, la escasez del recurso mismo, y la administración de los conflictos de segundo orden, causados por las medidas que se emplean para superar la escasez de primer orden [...]”.



Figura 4-19: Fases en la gestión del agua (adaptado de Ohlsson y Turton 2000)

Cada uno de estos giros topa con un nuevo cuello de botella, y el costo al que se resuelve depende de la capacidad de adaptación de una sociedad. Algunos cuellos de botella que esos autores describen, aplican bien para México, por lo que serán enlistados a continuación:

- Cuando el enfoque ingenieril de incrementar la oferta a gran escala ya no es la solución adecuada, debe encontrarse un modo para superar los intereses creados de lo que para entonces se habrá vuelto un sector económico y político poderoso y arraigado.
- Cuando los nuevos incentivos económicos vinculados a la primera etapa de una administración de la demanda (“más uso por gota”) crean conflictos con los usos de agua previamente subsidiados, se deben encontrar maneras de compensar a los sectores agraviados.
- Cuando la agricultura de riego ya no puede ser la principal fuente de subsistencia de amplios contingentes humanos, el flujo a las ciudades debe ser manejado, y se deben crear nuevos empleos a un ritmo que satisfaga las justificadas demandas de una mejor vida para poblaciones aún en crecimiento.

aprovechar el agua para recarga. El proyecto de la zona industrial incluye la rehabilitación de las presas San Carlos y San Antonio y la construcción de una pequeña presa de control de avenidas sobre el arroyo La Cantera, así como la rectificación y construcción de canales.

Existe otro proyecto de infiltración superficial en la Tinaja en el norte del valle, donde el desbordamiento del Río Santiago en su parte bajo ha ocasionado fuertes inundaciones. Consiste en la canalización de este tramo del río (ya terminado en 70%) y la construcción de bordos de retención para facilitar su infiltración. Sin embargo, no puede considerarse un proyecto de recarga inducida tal cual, ya que el enfoque es más de control de inundación y las aguas excedentes ya se están infiltrando en la actualidad o aprovechando para el riego de cultivos.

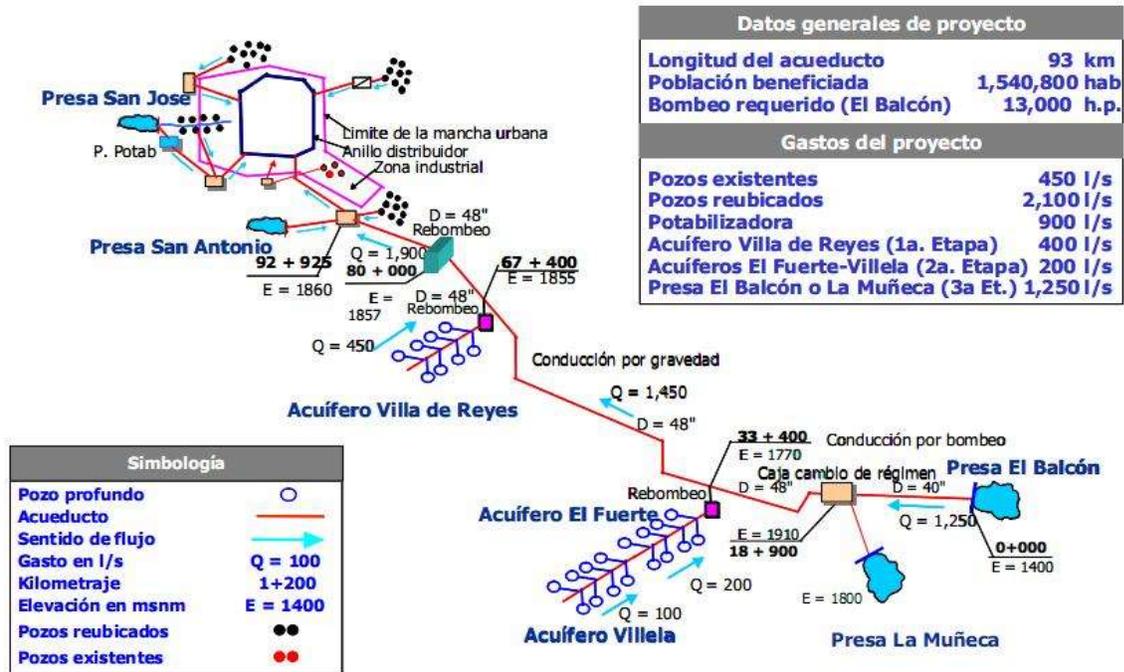


Figura 4-20: Medidas del Plan Hidráulico de Gran Visión, 2020 (INTERAPAS, 2005)

El ‘*doble intercambio de agua*’ con el acuífero adyacente de Villa de Reyes, también mencionado en el Plan Hidráulico, incluye dos aspectos:

- El envío de agua residual tratada de la PTAR Tenorio a la planta termo-eléctrica de CFE, por lo cual se “libera” agua subterránea que antes usaba la CFE. Ya que el agua tratada se usa para enfriamiento, después se podrá reusar para recargar el acuífero local.
- La importación de agua para la ciudad de SLP, que INTERAPAS compra por volumen de los agricultores de Villa de Reyes, en intercambio con el financiamiento de medidas para incrementar la eficiencia de riego y promover la “plasticultura”.

Sin embargo, hay que recordar que el acuífero de Villa de Reyes experimenta las mismas condiciones graves de explotación intensiva, por lo cual cada tipo de exportación de agua será fuertemente debatida. En cada una de las fases del proyecto ha habido conflictos considerables:

La *primera fase* corresponde a la construcción de la PTAR Tanque Tenorio, la cual se concibió como una amenaza por parte de los agricultores locales, en el sentido de disminución de los volúmenes de agua

disponibles. El conflicto entre autoridades municipales, agricultores organizados y la Comisión Estatal de Agua duró varios años y resultó en altos costos financieros, sociales y políticos (ver Cirelli 2004, Gómez-Montealvo 2004 para un análisis detallado del conflicto).

Después de la entrada en operación de la PTAR y la implementación de pasos de tratamiento secundario, empezó la *segunda fase* de conflicto, sobre todo entre la CEA, CONAGUA y CFE: Este conflicto giró alrededor

- de la negociación de la tarifa que aplicará para el agua tratada que se mandará a CFE y a que grado se pueda asegurar cierta calidad constante del agua y asociado a este último punto,
- el hecho que CFE se negó a ceder parte de sus títulos de agua subterránea a la CONAGUA.

Una *tercera fase* conflictiva se espera en el momento que se negocie y implemente la venta y trasvase de agua subterránea de los agricultores de Villa de Reyes hacia la ciudad de SLP. En la visión planteada (OMM Y CNA 2004) se aclara que esta transferencia se llevará a cabo en un marco de apoyo para los agricultores y la transformación de la agricultura local hacia técnicas más eficaces y productivas como los invernaderos, “plasticultura”, riego por goteo, etc.

El potencial de conflicto se revela analizando los probables ganadores y perdedores de este escenario: En San Luis Potosí los perdedores incluyen a aquellos agricultores (pequeña escala) que no tenían derechos formales para el uso del agua residual y por lo tanto lo perdieron. En contrario, los ganadores incluyen a Degremont (operador privado de la PTAR) y el sector industrial y servicio que probablemente serían los beneficiarios principales de una importación de agua desde Villa de Reyes. En Villa de Reyes los agricultores que beneficiarían de cualquier apoyo financiero para la tecnificación del riego y conversión de cultivos probablemente serían aquellos que pueden aportar la contraparte de la inversión y con acceso a mercados (inter)nacionales. Al contrario, serán los agricultores con la productividad marginal más baja que optarán por vender o rentar sus derechos de agua, así recibiendo ingresos regulares pero al mismo tiempo perdiendo su sustento tradicional. A nivel más amplio, el esquema propuesto parece consistente con la transición general de la producción de alimentos básicos a pequeña escala hacia la producción y exportación de “cash crops”.

Gestión de la Demanda

El sector público-urbano es por mucho el usuario principal del agua, y el potencial más alto de disminuir su demanda consiste en aumentar la *eficiencia en la red de distribución* del agua potable. Según INTERAPAS, se bajaron las pérdidas físicas estimadas en el sistema de 68% (1998) a 36% (2002) y según el “Programa de Mejora de Eficiencias” de la fase 1 del PROMAGUA se programa llegar hasta 28% (Liñán 2007). Esto significaría un ahorro aprox. de 8 Hm³/a.

En SLP hay fuertes campañas para incrementar la conciencia pública sobre la necesidad de ahorrar agua y una “*nueva cultura de agua*” en general, sin embargo habrá que evaluar el potencial real de ahorro de agua en las casas. La dotación general de 187 l/d por persona, aún si no es muy alto dentro de un contexto general mexicano – sí tiene un margen de reducirse (comparado p.e. con la Ciudad de León con 113 l/d). Si se redujera el consumo de agua de los 1.13 Mio habitantes a 120 l/d, esto significaría un ahorro total de 27 Hm³/a.

Como se describió en el Capítulo 4.7.2, existe un amplio margen de incrementar la eficiencia del uso del agua en el sector agrícola. Sin embargo, cualquier medida para mejorar esta eficiencia se tendrá que analizar en cuanto a si resulta en ahorros reales de agua. Además, se requiere incluir medidas de control que impiden que el agricultor use los ahorros realizados de agua para incrementar el área regada. Con el fin de pintar un escenario realista, aquí se juzga que aquellos agricultores que pueden invertir en nueva tecnología de riego usarán sus derechos existentes de agua para máxima producción para recuperar estas

inversiones, en lugar de disminuir la extracción. Reducciones en el uso total de agua del sector agrícola más probable serán debidas a estos agricultores que venden sus derechos de agua y su tierra.

El reuso de las aguas tratada de las PTARs en los parques industriales es otra medida que se promueve. Tomando en cuenta que actualmente ya se está reusando este agua casi en su totalidad en la agricultura, esta acción sí probablemente tendrá un efecto importante sobre la productividad del agua, pero su efecto real sobre el balance del acuífero se tiene que evaluar cuidadosamente.

Asignación

Las “transferencias intersectoriales” son un esquema que se menciona a menudos en los reportes e informes, dentro de ellos, el reuso de las aguas tratada de las PTARs en el sector industrial.

Desde el desarrollo del Estudio Técnico del Acuífero por parte del COTAS en 2005 (COTAS, 2005), existen planes concretos para el desarrollo de un reglamento local del acuífero, que establecerá un orden de prelación entre los usos y regulará la asignación de las diferentes fuentes de agua a los sectores según su rango de prelación y sus requerimientos de calidad. En discusión en este marco está la diferenciación legal del sistema acuífero en somero y profundo, con la intención de liberar el primero de la veda existente. Se discute también la designación del acuífero intermedio como reserva para el uso de agua potable.

Todos estos planes y proyectos son ejemplos de las medidas que un SDD para la gestión integrada del agua tiene que poder simular, poner en el contexto general de desarrollo, y evaluar su efecto sobre el acuífero y los demás componentes del ciclo de agua urbano. Por lo tanto forman la base para los requerimientos funcionales y la gestión de escenarios del SSD.

5 REVISIÓN DE APLICACIONES PRÁCTICAS DE SSD PARA GESTIÓN DE AGUA

Esta revisión se enfocó en aplicaciones de sistemas de soporte de decisiones relacionadas con problemas de gestión del agua, con un enfoque especial en aguas subterráneas. Se pretendió ganar una idea general sobre el status quo con cuatro fines: i) adquirir una impresión sobre las posibilidades y limitaciones de la aplicación de SSDs en problemas de aguas subterráneas y sobre el marco de tiempo y la carga de trabajo asociada a tales desarrollos, ii) para asegurar que se consideren las discusiones y conclusiones actuales del campo en el presente trabajo, iii) para obtener un compendio de las herramientas y técnicas que se podrían utilizar y iv) para decidir si se tendría que construir un sistema propio o si aplicar y adaptar herramientas y marcos ya existentes.

Se describen los resultados de la revisión bibliográfica realizada, cuya metodología se describió en el Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Como último párrafo de este sub-capítulo se discuten estos resultados; y las conclusiones constituyen parte de la base para la ingeniería de requerimientos.

5.1 Resultados

La literatura sobre el tema es muy extensa y no es objetivo del presente trabajo dar una colección completa, sino un panorama general de los diferentes campos de aplicación y desarrollos recientes. Se clasificaron los resultados según su campo de aplicación dentro de la gestión de agua, y los resultados cuantitativos se observan en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1: Número de Referencias para cada campo de aplicación de los SSD

I	Gestión Integrada de Cuencas	19
II	Agua y agricultura	17
III	Gestión de Aguas Subterráneas	13
IV	Protección y remediación de la Calidad de las Aguas Subterráneas	12
V	Revisiones / Enfoque Teórico	10
VI	Efectos de acciones del uso de la tierra sobre la calidad del agua	8
VII	Gestión Integrada de Aguas Urbanas	5
VIII	Operación de presas	2
IX	Prevención de inundaciones/control	2
X	Otros	7

Dado el marco general mexicano y los resultados del caso de estudio, los grupos más relevantes son los grupos I, III y VII. Por lo tanto, algunos ejemplos y los hallazgos más importantes con respecto a estos temas son resumidos en los siguientes subcapítulos, pero no sin primero referir el lector a un conjunto de revisiones previas del tema, los cuales se encontraron durante la búsqueda:

Watkins and McKinney (1994) publicaron una revisión de “Desarrollos recientes asociados a sistemas de soporte de decisiones relacionados con recursos de agua”. Proporciona una revisión muy concisa sobre las técnicas aplicables y cuestiones importantes, pero incluye muy pocos casos de gestión de aguas subterráneas. Los autores concluyen que a pesar de los rápidos avances en la computación y la disponibilidad de muchos softwares, relativamente pocos SSDs se han implementado y evaluado en la práctica de los recursos hídricos”, y se atribuyen a este fenómeno a una falta de comunicación entre los analistas y tomadores de decisiones (Watkins y McKinney, 1994).

Cuatro años después, Kukuric y Hall (1998) publicaron una revisión de aplicaciones de SSDs en el campo de la gestión de calidad de las aguas subterráneas. El desarrollo de los SSDs en los noventa comprendía de sistemas tecnócratas para expertos hasta herramientas para realmente estimular discusiones informadas entre actores claves y es descrito en Pereira y Quintana (2002), basado en su propia experiencia de 10 años de investigación con el European Joint Research Centre (JRC). En 2004, otra vez McKinney revisó los casos de aplicación de los SSD's en la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH), distinguiendo casos de i) emergencia (inundaciones y derrames), ii) asignación de agua y iii) calidad de agua. Esta segunda revisión es muy recomendada al lector por contener un compendio amplio de aplicaciones y software para la modelación hídrica y soporte de decisión, que no se puede incluir en este trabajo. Otras revisiones de aplicaciones de SSD para desarrollo sustentable se encuentran en Littleboy et al (2005) y Hersh (1999).

5.1.1 Aplicaciones para la Gestión de Agua Subterránea

Este grupo resume los resultados del SSD desarrollado para la gestión de aguas subterráneas con un enfoque en la cantidad de agua. Las referencias se muestran en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Algunas de las aplicaciones principales son:

- Asignación óptima de los recursos de aguas subterráneas
- Comparar diferentes escenarios del uso del agua y la tierra con respecto a sus efectos sobre el nivel de las aguas del subsuelo (ver 1, 9, 10, 12 y 13, Tabla C-1)¹
- recarga óptima del acuífero (ver 5, 8)

, entre otros.

Sharp et al. (2006) describen un Modelo de Disponibilidad de Agua Subterránea (GAM, por sus siglas en inglés) para el acuífero Edwards, un acuífero kárstico sufriendo rápida urbanización. El GAM está basado en un modelo bidimensional en Modflow y un Modelo de Dinámica de Sistemas que permite la rápida simulación cuando es usado en situaciones de talleres. Aspectos hidrogeológicos y sociales son combinados: el modelo de dinámica de sistemas es usado como un pre- y post-procesador para alimentar el Modflow con valores de los parámetros clave y para evaluar los criterios de decisión que se identificaron durante un sondeo de las preferencias de los actores (Pierce et al, 2006). El SSD ha sido usado para dar un enfoque a la protección de ecosistemas (enfocándose en restricciones de caudales mínimos en manantiales) o como un SSD para la administración de aguas subterráneas (Sharp et al. y Pierce et al. 2006 respectivamente).

Los resultados reflejan que para un mismo problema puede existir una diversidad de herramientas: Las aplicaciones 1, 9 y 10 determinan los efectos de diferentes escenarios de gestión de demanda sobre los niveles de acuíferos con un enfoque especial al ecosistema. Las tres aplicaciones hacen uso de modelos numéricos de acuíferos, pero combinados con diferentes herramientas tales modelos discretos de decisión (1), modelos de optimización multi-objetiva y teoría de conjuntos “fuzzy” (9) o combinando el modelo acuífero y aplicaciones SIG para agua subterránea en un interfaz de usuario basado en SIG (10).

También se hallaron herramientas muy diferentes para el diseño y ubicación óptima de proyectos de recarga artificial: Masciopinto et al. (1991) usan un SSD basado en conocimientos integrado con un marco de sistema experto (5), mientras Ghayoumian et al. (2005) aplican un SSD basado en modelos (integrando modelos, SIG y AMC, ver (8)).

En general, se puede resumir que los SSDs revisados para la gestión (cuantitativa) de agua subterránea

¹ ambos aspectos pueden también ser enfocados en los diferentes efectos sobre los ecosistemas que dependen del agua del subsuelo (ver 1, 9, 10, 12, 13)

tienen un enfoque basado en modelos y que los algoritmos aplicados y las herramientas y sus combinaciones son diversas, complejas y frecuentemente bastante específicas. Se puede ver que la aplicación de Modflow como modelo numérico del acuífero es bastante común. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) juegan un papel central en las aplicaciones basadas en modelos que en su mayoría se basan en un SIG o que al menos provean una interfaz SIG.

5.1.2 Aplicaciones para la Gestión Integrada de Cuencas

Como fue claro desde el principio y descrito en detalle en el análisis del caso de estudio, el SSD que ha de ser desarrollado es a) centrado en el recurso agua subterránea, pero b) tiene que permitir la gestión integrada de varios tipos de recursos del agua, entre ellos el agua superficial.

Dentro del Grupo I (Gestión Integrada de Cuencas) 10 de las fuentes revisadas tienen una componente de agua subterránea (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, Anexo C). La mayoría de estos incluyen un modelo numérico para agua subterránea (en varios casos Modflow, ve Nalbantis 2002, Fredericks et al. 1998, Lee et al. 2001) junto con modelos para agua superficial (network flow models), tales como WATERWARE, MIKE-BASIN o MODSIM. Se pretende aquí destacar a MODSIM (3 aplicaciones revisadas) por ser software gratuito. Se trata de un SSD para la gestión de cuencas desarrollado por la Universidad Estatal de Colorado el cual puede ser vinculado con modelos de ríos y acuíferos, modelos de calidad del agua y SIG (Labadie 2008). Combina la gestión de demanda y oferta y es principalmente empleado en casos de uso conjunto y asignación óptima del agua.

En general, la mayoría de las aplicaciones revisadas usa los SSDs para la asignación optimizada de diferentes recursos de agua (uso conjunto) entre sectores de usuarios que compiten entre sí (e.g. Kaden et al. 1985) o para evaluar el impacto de ciertos escenarios de uso del suelo y abstracción sobre la disponibilidad del agua (y/o su calidad) (e.g. Gaiser et al. 2005, Sieker et al. 2006, etc). Araújo et al (2000) usan un enfoque algo distinto, evaluando la vulnerabilidad de la sociedad y de los ecosistemas ante la disponibilidad del agua. Éstos emplean el SIM (modelo integrado semiárido, por sus siglas en inglés) y la evaluación de los diferentes escenarios de gestión está basada en una optimización de costos por metro cúbico. Letcher (2005) publicó los resultados del desarrollo y aplicación de un SSD para la asignación de agua usando el entorno ICMS. Este proporciona un buen ejemplo de una aplicación de SSD en un taller de trabajo en tiempo real. Fedra (2005) describe el empleo de WATERWARE en un esquema SSD (SIG, gestión de escenarios, sistemas de expertos, modelos) para la evaluación de escenarios de asignación y de uso del suelo. Uno de los casos de estudio es la cuenca del río Lerma-Chapala en México. Ireson et al. (2006) desarrollaron un modelo integrado de cuencas basado en MIKE-BASIN, el modelo acuífero ASM y SIG para caracterizar el impacto de diferentes escenarios de gestión en regiones donde los datos son escasos. Sieker et al. (2006) desarrollaron un enfoque individual para la gestión integrada de pequeñas zonas de captación. Combinan el uso de varios modelos para generar una matriz de decisión la cual se puede analizar empleando varios métodos de AMC. La herramienta facilita la participación de un amplio espectro de usuarios, ya que está subido al internet.

Otro enfoque específico de modelación y SSD es el acoplamiento del Software WEAP (Water Evaluation and Planning) con el modelo número de acuíferos MODFLOW. Parecía prometedor para su aplicación en San Luis Potosí como un módulo del SSD o como aplicación individual, pero ha sido finalmente descartado debido a algunas de sus características. WEAP desarrollado por el Instituto del Medio Ambiente de Estocolmo (SEI) combina la modelación de disponibilidad y demanda de agua en la gestión de cuencas. Una desventaja para la aplicación del WEAP para los problemas de agua subterránea ha sido su caracterización de acuíferos como “cajas negras” con parámetros generales de recarga y extracción pero sin la posibilidad de trabajar con parámetros distribuidos y de modelar dinámicas del acuífero.

Por ello, la intención fue encontrar un mecanismo de acoplamiento con base en SIG entre WEAP y MODFLOW 2000 (Figura 5-1). No obstante, durante el período de investigación, se estableció contacto con la Sociedad Federal para Geociencias y Recursos Naturales de Alemania (BGR por sus siglas en alemán). Ésta, en cooperación con el Centro Árabe para los Estudios en Zonas Áridas (ACSAD) y el SEI desarrolló un SSD para la gestión de agua y suelo en regiones áridas al incorporar un vínculo dinámico entre MODFLOW y WEAP. Esta herramienta está ahora disponible (www.WEAP21.org) como un módulo en la versión 2.2 de WEAP. El vínculo es creado usando un archivo SIG de forma que contiene la geometría de la malla Modflow que representa al acuífero. La conexión de celdas específicas de Modflow y su sitio de demanda correspondiente de WEAP (asignando extracción) y zonas de captación (recarga) es realizada vía entradas en la tabla de atributos del archivo shp (WEAP 2.2 guía del usuario, 04.10.07). Esto permite calcular los efectos directos de la extracción impulsada por la demanda y la recarga (como una función de la práctica de riego, fuga en áreas urbanas, etc.) sobre los niveles, almacenamiento y flujo del acuífero. De manera inversa, también se pueden modelar los efectos del descenso en los niveles acuíferos sobre el uso de tierra y del agua.

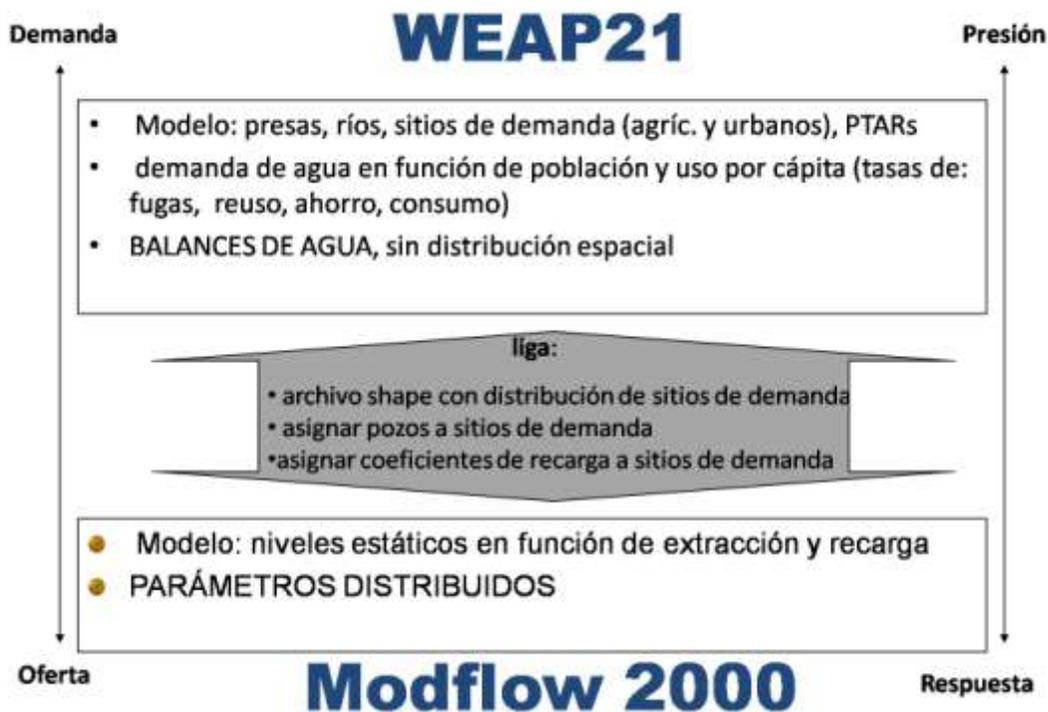


Figura 5-1: Propuesta original para el acoplamiento entre el enfoque de balance de WEAP y los parámetros distribuidos en Modflow, usando archivos shape (elaboración propia)

Por lo descrito se puede resumir que esta nueva versión combina las fuerzas de ambos modelos: las capacidades de Modflow para modelar el acuífero y las facilidades de planeación y evaluación de cuencas de WEAP con su poderosa gestión de escenarios y herramientas de visualización. Adicionalmente, el Interfaz de Programación de Aplicaciones (API) de la nueva versión facilita el vínculo de WEAP a bases de datos externas, facilitando así su integración en SSD's para gestión de agua.

Un ejemplo de un acoplamiento más suelto de WEAP y Modflow en un marco de modelación mucho más amplio (8 submodelos alimentan un "data warehouse") es MOSDEW (Modelo para el desarrollo sustentable de la gestión del agua, por sus siglas en inglés), desarrollado por la universidad de Stuttgart en Alemania y otras dentro del proyecto RIVERTWIN (Gaiser et al. 2005).

Otro proyecto interesante está siendo desarrollado actualmente por la institución alemán Fraunhofer Centro para Tecnología Aplicada de Sistemas y el Instituto del Agua en Beijing, para crear un SSD para la operación óptima del suministro de agua de Beijing (Rauschenbach y Pfuetzenreuter, 2007, Pfuetzenreuter et al., 2008). Éste contiene un modelo integrado de abastecimiento de agua y procesos de optimización multi-objetivo. El modelo de agua subterránea y superficial ha sido programado en Matlab. Éste incluye la predicción de la demanda agrícola, industrial y pública-urbana y su distribución regional (haciendo uso de SIG), la simulación de los niveles en presas y acuíferos, basado en la extracción y entradas de agua a la cuenca, así como un modelo de operación de la red de agua potable (Figura 5-2). En 2007 se presentó un modelo preliminar tratando al acuífero como un cuerpo homogéneo, para el cual sí se consideró la porosidad y la velocidad de flujo, pero no existía una diferenciación espacial de los niveles del acuífero (Rauschenbach y Pfuetzenreuter, 2007). No obstante, el proyecto ha avanzado; y en Septiembre de 2008 se presentó una versión que reduce un modelo numérico tridimensional para acuíferos a un modelo lineal, lo cual minimiza el tiempo de computación requerido y por ende permite su uso en tiempo real. El paso subsecuente de decisión que permite la comparación de escenarios está basado en la optimización de criterios múltiples: una función meta fue desarrollada y se emplearon algoritmos de optimización para solucionar el problema de la programación no-linear y optimizar la operación para sistema de abastecimiento (Pfuetzenreuter et al., 2008).

La herramienta permite “la operación conjunta óptima de diferentes fuentes de agua tales como aguas superficiales y subterráneas, aguas recicladas y transferidas” (Rauschenbach and Pfuetzenreuter, 2007) y usa un modelo integrado del sistema de suministro, pero también de los recursos naturales disponibles. Por lo tanto combina el Enfoque de GIRH con el enfoque IUWM, el cual será presentado a continuación. Aún si con esto en teoría su enfoque se parece mucho al cual se pretende desarrollar aquí, de manera práctica el SSD de Beijing está más orientado hacia la operación y el control y por eso es algo distinto al enfoque conceptualizado para el SSD en San Luis Potosí.

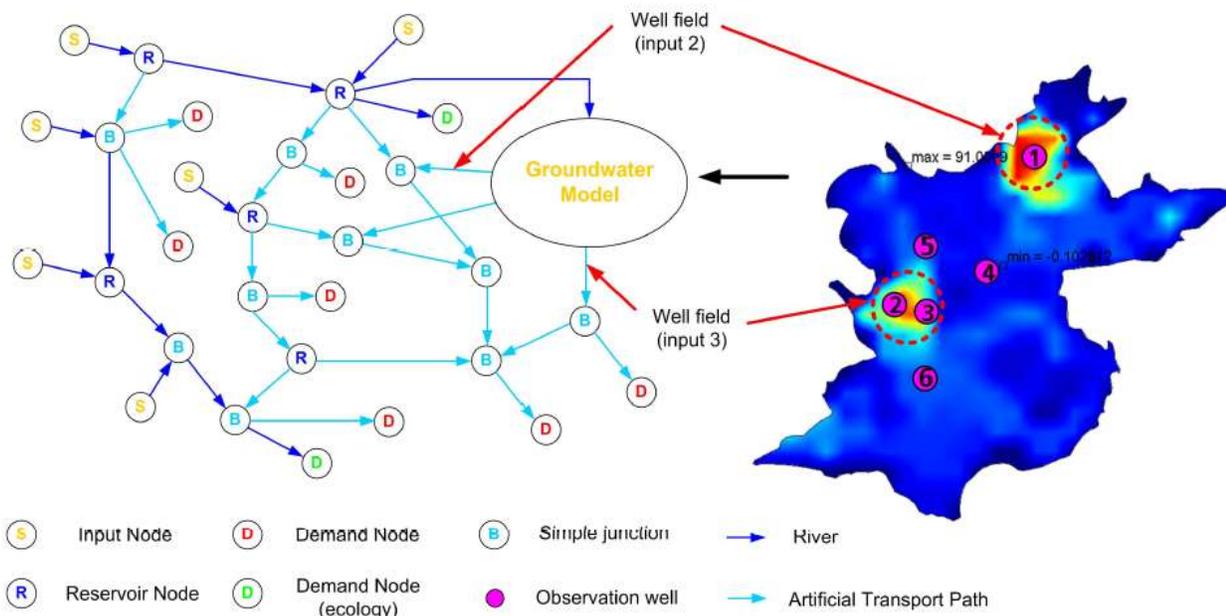


Figura 5-2: Estructura y acoplamiento de la superficie reducida y los modelos de las aguas subterráneas (Bernard et al, 2007)



Figura 5-3: Componentes del ciclo del agua urbano (Van der Steen, 2008)

5.1.3 Gestión Integrada de Agua Urbana

Un enfoque relativamente nuevo es el campo de la gestión integrada de las aguas urbanas (GIAU). Éste considera a las áreas urbanas como sub-cuencas de captación (subsistemas) de una cuenca mayor (el entorno natural) y pretende integrar todos los elementos del ciclo del agua urbano (fuentes, abastecimiento, demanda y uso en diferentes sectores, escurrimiento, agua residual, reuso, etc., ver Figura 5-3). Su fin es también integrar la dimensión física/hidráulica del problema (infraestructura) con el entorno natural, los aspectos sociales y económicos (Maheepala, 2008).

Recientemente diferentes paquetes de modelos y SSD han sido desarrollados siguiendo este enfoque. En una revisión muy extensa a nivel internacional, Mitchell (Mitchell et al. 2007) encontró un total de 65 herramientas para GIAU. Sin embargo, de éstas tan solo 7 cumplieron con los 4 criterios de selección que utilizó este autor (Tabla 5-2) y cuales (con excepción del Criterio 3) también aplican para el presente caso.

Tabla 5-2: Criterios de selección usados por Mitchell et al. (2007)

Criterio 1	Cubre todos los aspectos del ciclo urbano de agua, incluyendo abastecimiento, escurrimiento urbano, agua residual y agua subterránea
Criterio 2	Toma un enfoque integrado en la representación del sistema urbano de agua
Criterio 3	Simula tanto calidad como cantidad
Criterio 4	Representa enfoques no-tradicionales para el abastecimiento de agua potable, como tanques de recolección de agua pluvial, colección de escurrimiento y agua gris, reuso de agua residual y eficiencia de agua
Criterio 5	Capaz de representar sistemas separados de drenaje

Éstos 7 modelos son Aquacyle, Hydro Planner, Krakatoa, UrbanCycle, Mike Urban, UVQ y WaterCress.

Hydroplanner (Maheepala et al., 2005), por ejemplo, permite la modelación de todas las componentes del ciclo del agua urbano así como los efectos de la ciudad sobre la disponibilidad y calidad de los recursos del agua en la cuenca. Acopla modelos existentes de distribución, demanda, y escurrimiento. Se utiliza para análisis de sistemas a mayor escala, y usa datos mensuales de entrada.

UVQ (Urban Volume & Quality Model, Diaper y Mitchell, 2005), integrado con *PIPE-LEAKAGE* y *MODFLOW* en el paquete AISUWRS, ha sido desarrollado por el centro australiano CSIRO (Land and Water Division) y la universidad alemana TU Karlsruhe. *UVQ* considera el balance diario de agua, integrando todas las componentes del ciclo del agua urbano (a un nivel detalle de manzana o colonia), así como sus efectos sobre el acuífero (por fugas), y permite la evaluación de esquemas alternativos de gestión tales como el reuso del agua residual o el uso del escurrimiento urbano. No obstante, no incluye la modelación de las fuentes de agua y de los procesos que influyen en su disponibilidad natural (ya que las fuentes externas al área urbana son consideradas como agua “importada”), ni se puede simular la demanda en el sector agrícola. Lo mismo aplica para *Aquacycle* (Mitchell et al., 2001) y *Watercress* (Clark et al., 2002), otro modelo del ciclo total urbano a escala regional.

5.2 Preguntas claves en el diseño de un SSD

En este párrafo se subrayan algunos de los cuestionamientos típicos en el desarrollo de SSD's y se presentan posibles soluciones.

5.2.1 Papeles en el Diseño de SSD y Tipos de Usuarios

La tecnología de los SSD's comprende desde aplicaciones simples y específicas hasta sistemas de aplicación amplia. Sprague (1986) identificó tres niveles de tecnología:

- Un SSD específico es un sistema usado para atender un problema específico
- Un generador de SSD's es un conjunto de módulos de hardware y software mutuamente compatibles usados para la implementación de SSD's específicos
- Una caja de herramientas de SSD es un conjunto de artículos de hardware y software que pueden ser empleados para la elaboración de generadores de SSD's y SSD's específicos

También distinguió 5 roles funcionales en el desarrollo y aplicación de SSD's:

- el **tomador de decisiones (TD)** es responsable de elegir, implementar y gestionar la solución
- el **intermediario** se sienta frente a una consola e interactúa físicamente con el sistema
- el **constructor de SSD's** configura los SSD's específicos partiendo de los módulos en el generador de SSD's
- el **asistente técnico** añade componentes al generador de SSD's
- el **DSS toolsmith** desarrolla herramientas nuevas de hardware y software

Estos cinco papeles se pueden tomar por un número cualquiera de individuos, los cuales pueden llevar a cabo más de una función. Durante el proceso del desarrollo ha de quedar claro para qué clase de usuarios finales se diseña el SSD: particularmente el grado de información que el usuario tiene en el caso de gestión tiene que ser tomado en cuenta, así como sus capacidades computacionales.

5.2.2 Integración de Modelos

Existen numerosos conceptos de cómo integrar diferentes componentes de los SSDs. Solo algunos han de ser mencionados aquí.

Un ejemplo de una herramienta de integración es el “SISTEMA INTERACTIVO DE MODELACIÓN DE COMPONENTES” (**ICMS** por sus siglas en Inglés). Se trata de un marco conceptual de SSD's en el cual se pueden incrustar modelos y herramientas para el análisis y representación de opciones para la gestión de cuencas. Fue desarrollado por CSIRO Land and Water e ICAM y está disponible bajo la licencia de

CSIRO Land and Water a través de la página red del ICMS desde donde se describe y apoya (CSIRO 2008). ICMS ha sido diseñado para personas que no son programadores o modeladores profesionales pero que tienen ciertos conocimientos de modelación. Permite escribir y/o importar modelos (escritos en ICMS y distribuidos en librerías de modelos ICMS) y vincularlos para construir una representación integrada de un sistema (por ejemplo, una cuenca). Es particularmente adecuado para la generación y exploración de escenarios y se puede aplicar en talleres en tiempo real (ver Letcher 2005).

ICMS incluye los siguientes componentes:

- *El Constructor ICMS* es el núcleo que es usado por todas las componentes. Usa clases y objetos para representar cuencas y/o procesos. Los modelos se introducen por medio de la selección de objetos. Vinculando objetos entonces también vincula sus correspondientes modelos y construye una secuencia de procesos a ser ejecutados.
- *Bibliotecas de modelos* permiten a los desarrolladores de modelos “empaquetar” sus modelos de una manera en la que estos puedan ser distribuidos a otros usuarios ICMS. Por ejemplo, ICMS es distribuido con un conjunto base de modelos de precipitación-escorrentía, modelación de ríos, y generación de contaminantes. Usuarios pueden crear, importar, editar y exportar bibliotecas de modelos.
- *Vistas ICMS* permite a los programadores construir interfases adecuadas para ICMS (vistas estándar incluyen tablas, gráficas y mapas).
- *Proyectos ICMS*, es un conjunto de clases, objetos y sus datos. Un proyecto contiene todos los datos e información necesarios para abrir y copiar una aplicación ICMS. La página red de ICMS incluye un banco de proyectos ICMS existentes, bibliotecas de modelos, etc.
- *Biblioteca de resultados* permite a los usuarios guardar y comparar los resultados del mismo conjunto de modelos con diferentes condiciones de entrada (modo de escenario).

ICMS es distribuido bajo una licencia no-comercial de software a individuos y/o instituciones. Es por eso que se considera como una buena alternativa para el presente proyecto.

Morley et al. (2004) describe una arquitectura para un “*workbench*” con orientación a objetos para facilitar el rápido desarrollo de aplicaciones SSD. Ha sido desarrollado como un entorno extensible que facilita la generación de diversas herramientas de SSD para múltiples usuarios finales. Se trata de un software que coordina la interacción entre un número de módulos, como modelos, bases de datos, generador de escenarios, optimización, análisis de datos, interfases de usuario y herramientas de visualización. Los módulos son integrados usando un componente de software como interfaz estándar (“Object Interoperation Manager”).

Otros generadores de SSD incluyen “The Invisible Modelling Environment” (**TIME**, Rahman *et al.* 2003), un nuevo esquema de modelación ambiental desarrollado también por CSIRO dentro del Kit de Herramientas para Modelación de Cuencas (Rahman et al, 2003); así como el **GEONAMICA DSS generator** que ha sido empleado para el SSD del río Elbe en Alemania (Berlekamp et al, 2005).

Modelo integrado, cadena de modelos, o marco de modelos?

Los SSD con orientación a modelos se basan principalmente en datos de salida de modelos de índole hidrológica, hidráulica, económica, etc. como sus criterios de decisión. Típicamente, se usan modelos distintos para diferentes componentes del ciclo del agua (clima, agua urbana, agua en el suelo, agua subterránea, etc.). Adicionalmente, cuando se habla de gestión interdisciplinaria y integrada, se refiere a que los efectos en la sociedad, economía y ecología (y viceversa) debieran ser parte del ejercicio de modelación. Esto quiere decir que se tiene que encontrar alguna forma para después integrar esta gran variedad de componentes. Básicamente existen tres estrategias para la integración de modelos:

a) Un modelo individual integrado, que hoy en día es factible solamente en casos limitados, como en muchos entornos han de existir ya software y modelos que pueden ser empleados para la tarea.

b) Los modelos pueden ser acoplados de manera dinámica, esto quiere decir que uno de las componentes controla a las demás y los cambios hechos en un modelo automáticamente resultan en variaciones de entrada y de salida dentro de los otros (Figura 5-4). Estas cadenas de modelos son usadas donde se requiere un intercambio intenso de datos y el acoplamiento estrecho entre modelos. De esta manera, un modelo también puede ser empleado para proveer los parámetros de calibración para el otro. Con un número creciente de modelos y parámetros esto implica un creciente esfuerzo de calibración. Existen varias herramientas que facilitan el acoplamiento de modelos y el intercambio de datos, algunas se expondrán en seguida:

El **Interfaz Abierto de Modelación (Open Modeling Interface)** ha sido desarrollada dentro del proyecto HarmonIT y es mantenida por la asociación OpenMI con base en Delft (Holanda). Esta herramienta provee un mecanismo de envoltura (wrapping) para hacer compatibles a los modelos con un interfaz interno estandarizado. Este interfaz se usa para definir, describir y transferir datos en tiempo real entre componentes de software que operan simultáneamente (Gijsbers, 2005). El interfaz no está limitada a plataformas o implementaciones de tecnología específicas, más bien cualquier modelo o código puede ser hecho compatible. Es software libre y abierto; y la documentación completa, implementación y guías están disponibles sin ningún costo en la página de red de OpenMI.

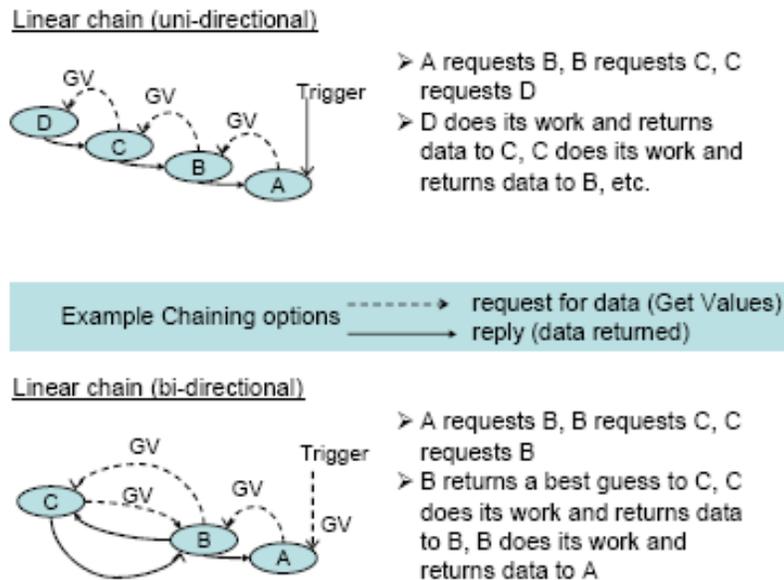


Figura 5-4: Ejemplo de cadenas de modelos usando el mecanismo de pregunta-respuesta (Gijsberg, 2005)

c) Otras aplicaciones están basadas en una estrategia de acoplamiento mucho menos estrecho. Más bien los resultados del modelo y no los modelos mismos son acoplados e integrados. Modelos individuales contribuyen con sus resultados al SSD integrado pero realizan sus operaciones autónomamente. Modelos ya existentes son entonces combinados en un marco conceptual de modelaje sin necesidad de tener que ser modificados. Esto puede traer varias ventajas, especialmente donde el acceso a códigos fuente y mano de obra para realizar la parte computacional son limitadas. Sin embargo, el acoplamiento de modelos no es trivial, pues se requiere estandarizar entradas y salidas (escalas espaciales y temporales, interfaces y formatos) dentro del marco común. Dicho marco de modelación también puede ser basado en SIG (v.g. Gaiser et al, 2005).

El *Model for Sustainable Development of Water Resources (MOSDEW)* fue desarrollado por el Instituto de Ecología del Paisaje de la Universidad de Stuttgart en Alemania dentro del marco del proyecto Rivertwin de la Unión Europea. Como una herramienta de planeación en GIRH, éste muestra dependencias causa-efecto entre clima, cambios socio-económicos, potenciales del lugar, agricultura y sus impactos económicos, hidrológicos y ecológicos. Se integran 11 sub-modelos (entre ellos Modflow, Figura 5-5) en un solo marco SSD. Estos se usaron para modelar escenarios pre-establecidos y crear así un sistema de información basado en internet, el cual se puede consultar en la página web del proyecto.

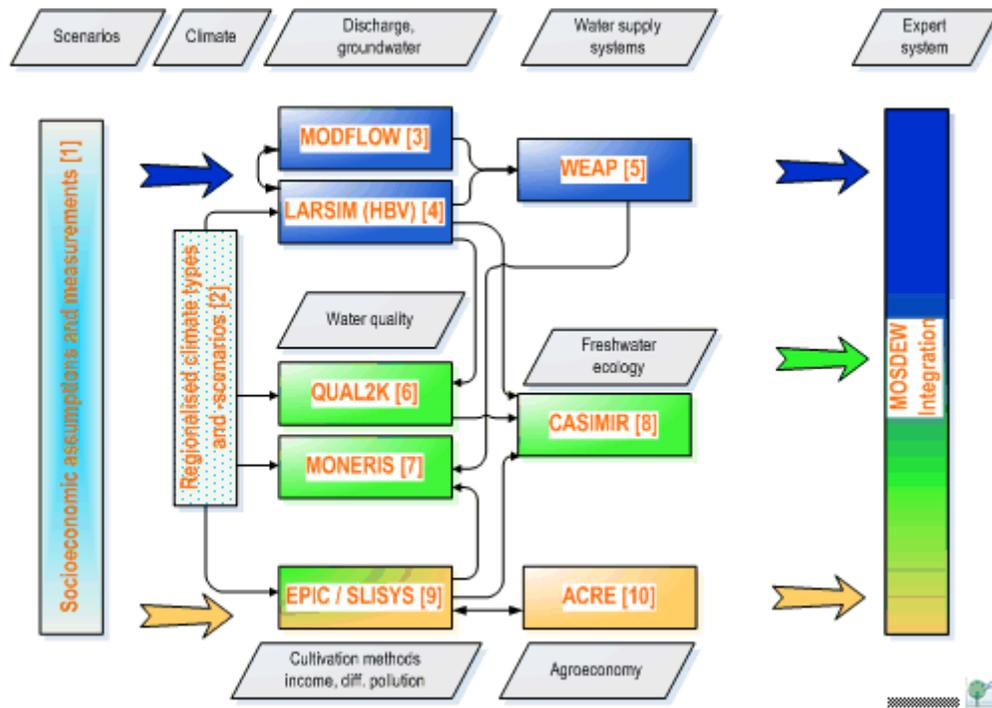
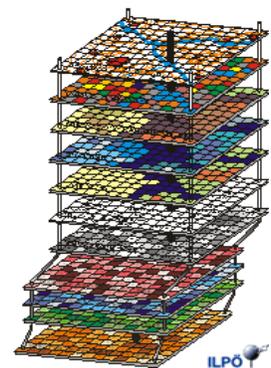


Figura 5-5: Esquema de Acoplamiento de Modelos en MOSDEW (Ejemplo de la Cuenca Río Neckar), Página Web de Rivertwin, ILPOE Stuttgart

5.2.3 El papel de los SIG

Las presiones sobre un acuífero (ej. uso del suelo, extracción) así como las respuestas del mismo (niveles, flujo, calidad) se manifiestan de una manera espacialmente distribuida. Por lo tanto, un SIG y una base de datos geográfica son una componente vital para SSDs relacionados con agua. La función del SIG en un SSD espacial además de pre-procesador o visualizador de la información también puede ser el vínculo definitivo entre los diferentes componentes del sistema, ya que su fuerza reside en la parte de integración de modelos. Los datos de entrada y de salida de diferentes sub-modelos pueden ser guardados como capas en archivos shape con una geometría en común, lo cual sirve como un formato de intercambio y como base para un análisis integrado de datos de salida usando, por ejemplo, herramientas de AMC o análisis de sustentabilidad. Los retos aquí consisten en (i) la conservación de un mínimo de requerimientos para las escalas y relaciones espaciales de todos los modelos, (ii) la disponibilidad y cobertura de datos a la deseada y (iii) la integración de un enfoque SIG con enfoques de balance de agua.



Ejemplos de SSD basados en SIG o incrustados en SIG incluyen, de nuevo, MOSDEW (Gaiser et al.,

2005), Elbe-DSS (SSD para el río Elbe, Berlekamp 2005), WATERWARE (Fedra, 2005) y WSM300 (Sieker et al 2006), entre muchos otros. En el MOSDEW, los resultados de diferentes sub-modelos son generados de manera descentralizada, subidos a una base de datos común, transformados a capas de información SIG (con geometría común y formato PostGIS) y guardados en una base de datos PostgreSQL. De esta manera, las capas SIG homogenizadas pueden ser empleadas de una manera combinada, por ejemplo, combinando un escenario de clima con un escenario específico de tipo de uso de suelo o desarrollo económico (Gaiser et al., 2005).

5.2.4 SSD basados en Internet

En las Sistemas de Soporte de Decisiones basados en la red (Web-based DSS), el front-end (interfaz de usuario) y back-end (bases de datos, etc.) se encuentran en distintas computadoras. El *servidor lógico* principal (puede ser una sola máquina o un cluster de estas) mantiene las bases de datos, modelos, y la generación dinámica de páginas para las herramientas interactivas usando tecnologías para servidores. El sistema puede ser accedido por múltiples clientes a través del Internet, y sólo es necesario que éstos cuenten con un ordenador personal y un servidor de internet estándar. Por ello, una implementación cliente-servidor con base en la red facilita el uso público por muchos usuarios y un fácil acceso, apoyando con un poder computacional considerable por parte del servidor central a múltiples clientes. Las arquitecturas con base en la red son consideradas como el futuro de los SSDs, ya que ofrecen muchas ventajas para varios casos de gestión de aguas públicas:

- El reclamo por la participación de los actores clave y usuarios en procesos de toma de decisiones informadas dentro de la gestión del agua requiere herramientas que se puedan acceder fácilmente por una variedad de usuarios sin que esto implique requerimientos técnicos mayores.
- La gestión del agua transfronteriza incluye múltiples instituciones distribuidas a una distancia geográfica considerable.
- En un mundo globalmente comunicado compartiendo problemas similares, los proyectos académicos son llevados a cabo de manera multi-institucional. Al usar de arquitecturas con base en la red, los datos y las herramientas requeridas para su análisis son accesibles desde el Internet para facilitar la diseminación de resultados, pero también para hacerlos más accesibles para los varios actores que comparten estas bases comunes de información.

Algunos ejemplos de este tipo de aplicaciones incluyen WATERWARE (Fedra (2005), WSM 300 (Sieker et al. 2006) o MOSDEW.

5.2.5 La gestión de escenarios

Un componente obligatorio del SSD es una herramienta para la gestión de escenarios. La cuestión aquí es si es conveniente el permitir la compilación libre de escenarios o usar escenarios prediseñados de los cuales el usuario puede elegir. Un ejemplo de éste último se encuentra en la herramienta de modelación de cuencas WSM 300 (Sieker et al, 2006), donde el usuario puede construir su escenario basado en medidas predefinidas y pre-calculadas y evaluarlo eligiendo diferentes criterios de un catálogo de indicadores.

En la compilación “libre” de diferentes escenarios el grado de esta libertad depende de la cantidad de posibles variables de entrada, el tipo de usuarios y el fin del SSD. El grado de libertad generalmente es inverso al grado de soporte: Un SSD donde el usuario define libremente los valores directos de algunos parámetros requiere usuarios bien informados y con mucha experiencia en la materia. Por el otro lado están las aplicaciones con valores o rangos predefinidos asociados a ciertos escenarios de cambio. (Por ejemplo, un escenario de cambio climático puede llevar implícito cierto rango de incremento de temperatura; un escenario de tecnificación agrícola una disminución fija en la extracción de agua, etc.)

5.3 Problemas en la Aplicabilidad

Primero se revisaron las aplicaciones de SSD para la gestión de agua subterránea (quiere decir los que no consideraron otras fuentes de agua) para tener una impresión de los modelos y algoritmos existentes. Sin embargo, desde el principio fue claro que el SSD que ha de ser desarrollado aun siendo centrado en el recurso agua subterránea, también tiene que permitir la gestión integrada de varios tipos de recursos de agua, entre ellos el agua superficial. Por lo tanto era de especial importancia el grupo I, de aplicaciones para la Gestión Integrada de Cuencas (o Gestión Integrada de Recursos Hídricos, GIRH).

A pesar de las muchas herramientas SSD que se han desarrollado para este campo de aplicación, no se encontró ninguna herramienta que cumpliera con los requerimientos para el presente caso y que pudiese ser fácilmente implementada en San Luis Potosí. Los problemas para la aplicación se podrían ordenar de la siguiente manera:

Problema 1	en algunas aplicaciones los acuíferos se tratan como cajas negras y no son capaces de reproducir los niveles y flujos de manera distribuida, o
Problema 2	el enfoque incluye agua subterránea pero más bien se enfoca en las aguas superficiales y requiere muchos datos relacionados con el flujo en los ríos para el modelaje hidrológico/hidráulico, o
Problema 3	algunos paquetes de software disponibles que bien podrían cubrir las expectativas de este proyecto son bastante caras, no accesibles, o su implementación podría ser demasiado complicada o extensa en tiempo, o
Problema 4	algunos factores más específicos impidieron la implementación

Un ejemplo para el segundo problema es MODSIM, software gratuito desarrollado por la Universidad Estatal de Colorado, y con muchas aplicaciones exitosas dentro de la gestión de agua. A pesar de sus capacidades, facilidad de manejo y costo nulo su potencial de aplicación en el presente proyecto se considera muy limitado debido a su enfoque en las aguas superficiales (modelo de la red de flujo). Con respecto a la falta de datos agua superficial en San Luis Potosí, y en general la complejidad de la modelación hidrológica en entornos urbanos y (semi)áridos, este enfoque no resulta factible.

Por el otro lado, problemas ya muy específicos impidieron por ejemplo la aplicación de la nueva versión del WEAP (Software para la Evaluación y Planeación de Agua). Éstos inconvenientes de la herramienta para la presente aplicación son la dificultad de modelar una recarga lateral al acuífero (las cargas remotas no son respetadas) y la falta de una posibilidad para modelar sistemas acuíferos con múltiples capas. Especialmente el último hecho hace su aplicación San Luis Potosí y muchas ciudades mexicanas no factible, ya que no permite que se distinga entre acuíferos someros y profundos como diferentes fuentes de agua con dinámicas y calidades distintas. Adicionalmente, el software ha sido desarrollado para manejar la extracción a una escala de baterías de pozos y el manejo de pozos y títulos individuales, como se pretende en San Luis Potosí, y como lo dicta la estructura de datos en el REPDA, resultaría bastante complicado.

Un enfoque relativamente nuevo que debe proporcionar el marco teórico del presente proyecto es el campo de la gestión integrada de las aguas urbanas (GIAU). A pesar de los prometedores desarrollos recientes, no se halló en la revisión ninguna herramienta que cumpla con todos los requerimientos necesarios para el presente proyecto. Hydroplanner (Maheepala et al., 2005), por ejemplo, sólo toma en cuenta a los cuerpos de agua superficial como posibles fuentes de agua. Por el otro lado, el paquete de modelos en el proyecto AISUWRS (UVQ, PIPE-LEAKAGE y

MODFLOW, ver Diaper y Mitchell 2005), a pesar de sus muchas capacidades, no incluye la modelación de las fuentes de agua y de los procesos que influyen en su disponibilidad natural (ya que las fuente externas al área urbana son consideradas como agua “importada”), ni se puede simular la demanda en el sector agrícola. Lo mismo aplica para Aquacycle (Mitchell et al., 2001) y WaterCress (Clark et al., 2002), por mencionar algunos ejemplos más.

Otras asuntos muy vinculados con el GIAU, como los requerimientos de energía y costos asociados, así como factores sociales, todavía se consideran muy poco en los modelos existentes; excepciones aquí son Krataoa y WaterCress, los cuales ambos incluyen funciones de costos (Mitchell et al. 2007). Otra deficiencia observada en todos los modelos revisados por Mitchell et al. (2007) es la falta de apoyo al usuario en el desarrollo de escenarios (Scenario Manager). Solo WaterCress es del dominio público (Software libre y gratuita).

Por todo lo expuesto, se recomienda el desarrollo de un sistema propio el cual responderá a las necesidades específicas de los casos potenciales de aplicación para México, basado en el caso de San Luis Potosí. Sin embargo, también fue evidente durante la revisión que el desarrollo de un SSD para la gestión de agua normalmente implica el esfuerzo de varios años de trabajo conjunto de equipos interdisciplinarios de expertos. Comparando esto con los recursos (humanos pero también de otra índole) del trabajo presentado aquí, se vuelve claro que esto sólo puede ser el comienzo de un largo proceso. El diseño conceptual y el posterior desarrollo computacional de la primera versión que se basará en los resultados de este trabajo, han de permitir una fácil extensión y modificación, por lo cual en todo caso se recomienda un diseño modular.

6 RESULTADOS DE LA EXTRACCIÓN E INGENIERÍA DE REQUERIMIENTOS

Se presentan aquí los resultados de la extracción e ingeniería de requerimientos, la cual se basó en el estudio de caso Valle de San Luis Potosí. Se presentan de acuerdo al esquema presentado en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** (pag. **¡Error! Marcador no definido.**) como metodología de trabajo. Estos resultados son la base para el diseño preliminar del SSD, que se propone en el Capítulo subsiguiente.

6.1 Definición del Problema

La mirada detallada a los procesos de desarrollo en curso en la región estudiada (Capítulo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** permite luego entender los problemas presentes y futuros y establecer los escenarios de desarrollo que un SSD deberá manejar. Como síntesis, se pueden mencionar los siguientes problemas principales en el caso de San Luis Potosí:

- una explotación intensiva e insostenible del acuífero, con extracciones que exceden por mucho la recarga,
- altos grados de ineficacia en el uso del agua, especialmente en el uso potable y agrícola,
- una dependencia casi absoluta del uso público-urbano del agua subterránea,
- falta de infraestructura para mejorar el uso del agua superficial,
- falta de datos y claridad para el uso y administración del mismo,
- problemas de inundaciones y falta de infraestructura de recolección pluvial,
- ineficiencias en la asignación del agua, falta de una regulación clara,
- conflictos venideros en el reuso del agua tratada,
- carencia de una política común clara en las distintas administraciones del agua,
- los planes para el desarrollo urbano e industrial ejercen presiones adicionales sobre los recursos,
- crecimiento urbano no controlado, falta de mecanismo de control eficaces para los planes existentes,
- degradación de las zonas de recarga,
- contaminación del acuífero somero y alta concentración de F en el acuífero profundo.

6.2 Tipos de Usuarios y Marco de Decisión

Los usuarios potenciales a los cuales se dirige la presente propuesta, son las 4 instituciones descritos en el Capítulo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Todas ellas mostraron su interés en el proyecto y para todas se pudo identificar necesidades y problemas en su toma de decisiones, ya sea con respecto a su trabajo individual o en términos de la planeación conjunta. El COTAS es la organización a la cual se le pretende entregar el sistema, sin embargo el SSD debe conceptualizar distintos tipos de usuarios con diferentes especialidades y componentes, y permitir el desarrollo de escenarios en grupo.

Del análisis del caso de estudio de SLP se reafirma la apremiante necesidad de integrar información y de cooperación entre las instituciones. En general, puede resumirse que las instituciones y los usuarios en SLP han llegado al punto en que los problemas relacionados con el agua son ampliamente reconocidos, pero subsisten las barreras políticas e interinstitucionales que obstaculizan la cooperación, sin que se

hayan creado mecanismos eficaces para superarlas.

Resultados son por ejemplo la falta de consideración del aspecto agua en la planeación urbana y la política de uso de tierra (una de las razones porque no se ha podido frenar las tendencias actuales de degradación), así como una falta general de transparencia sobre el uso del agua.

A parte de esta falta de planeación conjunta el marco de las decisiones diarias (operacionales) en parte también está marcado por limitaciones en términos de datos y modelos. Ejemplos incluyen a la CONAGUA, que tiene que decidir sobre la reubicación o reposición de pozos sin contar con un modelo operacional del acuífero, la operación de las presas (INTERAPAS) sin mediciones de entradas y salidas, u el manejo del agua residual y escurrimiento urbano sin contar con un levantamiento completo de la red de drenaje.

6.3 Requerimientos generales no-funcionales

Diseño Modular

Los plazos y recursos humanos de los proyectos revisados de desarrollo de modelos y SSD, dejan claro que un desarrollo basado en el trabajo de estudiantes, sin financiamiento considerable, como está previsto en el proyecto actual, es un proceso gradual, con un producto que va ser sujeto a constantes cambios. Una primera versión prototipo (la cual se podrá diseñar en detalle en base de los resultados de este trabajo) tiene que cumplir con ciertas funcionalidades básicas que permiten al usuario entender sobre todo el concepto y la utilidad de tal herramienta. Sobre esta base se pueden añadir paulatinamente funcionalidades, mejoras en la interfaz gráfica, etc., dependiendo de la retro-alimentación de los usuarios, y la disponibilidad de recursos humanos. Para esto, se requiere que la estructura del SSD sea modular y que su diseño y desarrollo computacional permitan fácilmente extensiones y modificaciones.

Software Libre y de Código Abierto

Considerando la ausencia de recursos financieros propios de la mayoría de las organizaciones de usuarios de aguas subterráneas, una herramienta de software que les de soporte no debería contener componentes costosos, sino estar basada en software libre gratuito. Esto impone algunas restricciones importantes en el componente-SIG así como en el modelo de agua subterránea.

Herramienta genérica

Aún si el caso específico de San Luis Potosí sea el utilizado para la extracción de requerimientos y será la primera aplicación, la herramienta SSD a desarrollar está conceptualizada como una herramienta genérica aplicable a una variedad de casos típicos de gestión de agua subterránea en México. Por lo tanto, todos los datos y funciones específicos del caso deben ser fácilmente adaptables e intercambiables en el SSD.

6.4 Componentes y Límites del Sistema

Cómo se explica en el Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, uno de los primeros pasos en la extracción de requerimientos es fijar el dominio del sistema, es decir, los componentes y límites del problema de decisión. Usando un enfoque sistémico, el SSD debe basarse en, e integrar, todos los componentes del ciclo de agua urbano (Figura 6-1) desde las distintas fuentes de agua, pasando por la extracción y el pre-tratamiento, hasta los distintos usos de agua, así como su saneamiento y re-uso. Eso se deriva del hecho que se encontraron problemas en todas las componentes del ciclo de agua (ver párrafo 6.1). El esquema del ciclo de agua que se construyó para el caso de SLP, es aplicable para la mayoría de las ciudades que dependen del agua subterránea, y aún para regiones rurales. El hecho de que se consideran todos los usos de agua requiere que aparte de la zona urbana también se incluye la zona

agrícola circundante.

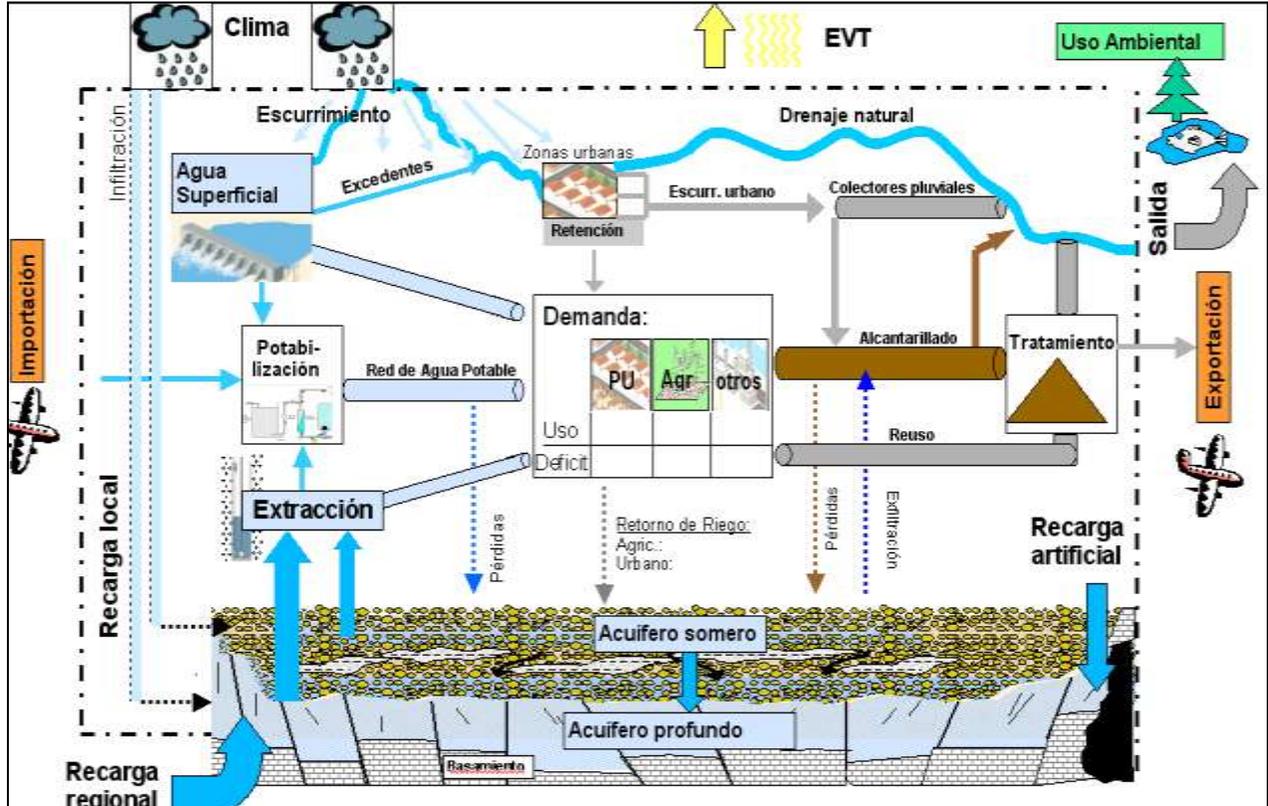


Figura 6-1: Componentes del ciclo de agua urbana (elaboración propia)

La frontera física del sistema son los límites de la cuenca (hidrológica e hidrogeológica) en cuestión, quiere decir aquella que interactúa con el sistema antropogénico (como fuente y sumidero). Por lo tanto, el SSD debe permitir las generalizaciones necesarias a nivel de cuenca hidrogeológica pero al mismo tiempo permitir un análisis lo suficientemente detallado del ambiente urbano y peri-urbano. El sistema no está cerrado, ya que se consideran trasvases de agua desde y hacia otras cuencas, pero sin modelar en éstas la disponibilidad de agua.

6.5 Lista preliminar de medidas para el desarrollo de escenarios de gestión

En el desarrollo de los escenarios se deberían contemplar al menos los siguientes escenarios básicos:

- escenario básico/inercial: reflejando la tendencia actual (escenario default)
- escenario control/REPDA: con extracciones concesionadas, simulando un control óptimo
- escenario ideal/best practice: máxima tecnificación en la agricultura, % mínimo de fugas, alta eficiencia en la asignación, etc; gestión de menor impacto, sin restricciones al desarrollo
- escenario restrictivo: tomando en cuenta todas las restricciones actuales a futuros desarrollos, p.e. limitando las extracciones de agua a la cantidad de la recarga anual promedio

A parte de estos escenarios básicos se tendrán que desarrollar escenarios específicos y reales concertados

entre los usuarios, que se componen de los variables/ medidas/ factores que caracterizan las diferentes opciones de gestión. La elección de si y cómo combinar estos factores para formar escenarios debe ser del usuario.

A partir del análisis de estudio de caso en SLP se desarrolló una lista preliminar de posibles opciones de gestión (*queries*), que debería ser capaz de simular el SSD. La lista preliminar (Tabla 6-1) se discutió con los usuarios potenciales del SSD¹ pidiéndoles evaluar la importancia de cada tipo de escenario para su institución, así como sus propuestas propias. Sin embargo, la respuesta fue limitada, y generalmente los entrevistados pidieron más tiempo para poder pensar en escenarios específicos, después de lo cual no siguió otra respuesta. Sin embargo, se deriva de este ejercicio una aprobación general de las familias/tipos de escenarios propuestas. Las medidas mencionados por diferentes instituciones pueden llegar a ser muy específicos, generalmente ligados directamente a proyectos planeados más que a una visión general, pero en grandes rasgos concuerdan con lo expuesto en la Tabla 6-1.

Tabla 6-1: Medidas de gestión de los cuales se componen los escenarios que debe manejar el SSD

Desarrollo:
<ul style="list-style-type: none"> ➤ crecimiento ➤ urbanización ➤ cambio climático ➤ crecimiento industrial
Manejo de disponibilidad
<ul style="list-style-type: none"> ➤ rehabilitación, potabilización, cambio de uso de presas ➤ importación de agua (de presas, acuíferos, intercambio de agua tratada, etc) ➤ recarga artificial (fuente? / técnica?) ➤ tratamiento de agua residual: adaptar capacidades a necesidades de reuso ➤ manejo del acuífero somero ➤ extracción (medidas técnicas): reubicación, profundización y desconcentración de pozos
Manejo de la demanda
<ul style="list-style-type: none"> ➤ cambio agrícola ➤ optimizar reuso ➤ medidas ahorradores de agua ➤ incentivos económicos ➤ optimizar el sistema de distribución (reducción de fugas, evitar tandeo)
Asignación
<ul style="list-style-type: none"> ➤ transferencias inter-sectoriales ➤ prelación de usos ➤ asignación según los requerimientos de calidad ➤ reserva del acuífero intermedio para uso público-urbano / doméstico <p>→ reglamento local del uso del acuífero</p>

Desarrollo económico e Urbanización

Como se indicó en el Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, el desarrollo que se estipula para el valle de San Luis Potosí incrementará todavía más la presión sobre los recursos hídricos. Allí se incluyen los proyectos industriales de General Motors y del *Logistic Park* con los desarrollos

¹ En la entrevista que se aplicó a representantes de COTAS, CONAGUA, CEA, INTERAPAS y otros, ver Anexo B.

urbanos asociados, la construcción de 30,000 viviendas en Ciudad Satélite, otros desarrollos privados urbanos en las faldas de la SSM, el abastecimiento de la Mina San Xavier, etc.

A pesar de la preocupación por el acuífero, el objetivo general en la región es que los recursos “permitan mantener y aumentar la pujanza económica de la región” (Trueba et al., 2007). Frente a este panorama, será interesante simular en qué grado las medidas de gestión que se exponen en seguida serán capaz de invertir el abatimiento del acuífero o solamente servirán para amortiguar las presiones adicionales para mantener el status quo del balance negativo actual.

En el desarrollo industrial se pueden seguir dos caminos: uno es la preferencia a industrias de alta tecnología con un consumo menor de agua y que genera poca contaminación. La demanda de agua se concentraría sobre el acuífero intermedio/profundo de buena calidad. Si se sigue con la atracción de industrias de auto-partes, mecánico-metalúrgicos, de transformación, éstas potencialmente generan mucha contaminación y son intensivos en su uso de agua. Sin embargo, al menos parte de la demanda se podría satisfacer con agua de menor calidad: agua tratada o agua del acuífero somero. La OMM (OMM y CNA, 2004) plantea un escenario de crecimiento industrial de 63% en 10 años, pero solamente resultando en uso de 11 m³/año con una máxima modernización en los procesos, y un alto grado de reuso del agua. Este escenario demuestra que aún con un crecimiento industrial acelerado, este sector no consumirá cantidades exorbitantes de agua. Más bien, el desarrollo industrial estará acompañado probablemente con un crecimiento poblacional y nuevos asentamientos urbanos, así que la presión sobre el acuífero por parte del uso público-urbano aumentaría significativamente.

Los planes y proyectos locales concretos para la gestión de disponibilidad y demanda se discutieron en detalle en el capítulo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

Como ejemplo para un escenario, Trueba et al. (2007) describen un ejemplo de extracción “sostenible” para el acuífero Valle de SLP, donde se ve que la mayor disminución de los volúmenes de extracción se va a tener que realizar en el sector público-urbano, ya que es el usuario más importante (Figura 6-2). A pesar del crecimiento poblacional (se calcula con 1,650,357 hab en 2030), se pretende llegar a una extracción de tan solo 25 Hm³/a para este uso. Se contempla el intercambio de agua con Villa de Reyes (38 Hm³/a), las transferencias de agua de la presa Realito (32 Hm³/a), el aumento del abastecimiento desde las presas del valle de San Luis Potosí y una reducción de las fugas en la red de agua potable.

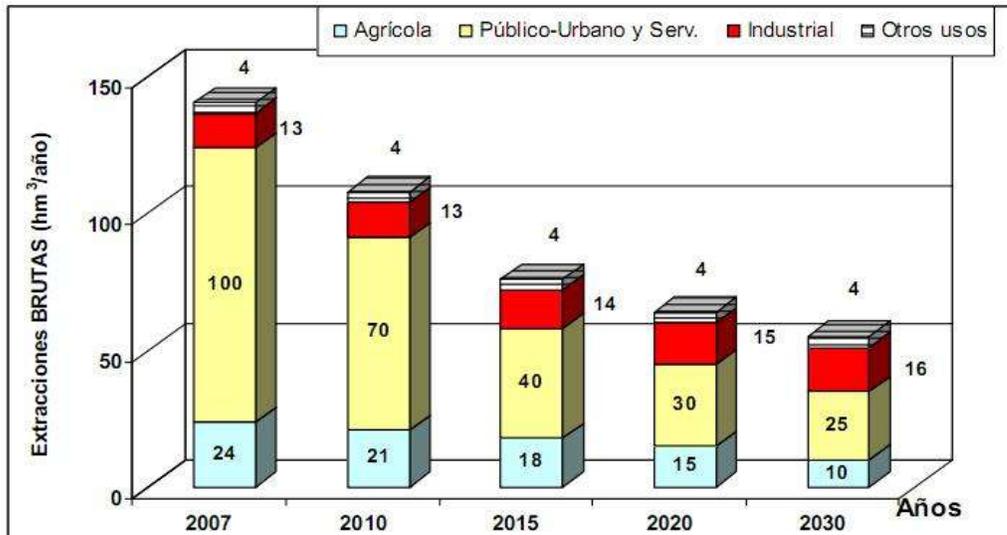


Figura 6-2: Escenario „sostenible“ de extracción al año 2030 (Trueba et al., 2007)

6.6 Requerimientos funcionales y componentes del SSD

De las medidas de gestión que definen los *queries* al sistema, se derivan los siguientes requerimientos funcionales y componentes para el SSD:

Modos

Considerando el tipo de usuarios potenciales, el SSD debe estar desarrollado para usuarios informados respaldados por un operador. De ahí habrá dos clases de usuarios y el SSD deberá incluir dos “modos” con distintas opciones de uso:

- Por “usuario informado” se entiende un interesado sin conocimiento computacional, y con un conocimiento limitado o experto parcial (hidrológico/hidrogeológico, agrícola, etc.) pero bien informado sobre el problema de gestión de agua en el área de estudio y familiarizado con los conceptos básicos de un sistema urbano de acuífero-cuenca.
- Por otro lado, el “operador” debe estar bien capacitado con la operación y estructura del SSD. Él será la persona (o equipo) responsable de la implementación del escenario “default” (ver **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, pág. **¡Error! Marcador no definido.**) y la actualización de la base de datos subyacente; y deberá ser capaz de sincronizar el modelo numérico Modflow con el SSD.

Generador de Escenarios

Una función principal de un Sistema de Soporte de Decisiones es la de poder evaluar el impacto de diferentes alternativas de decisión y/o diferentes escenarios de desarrollo en el futuro. Para facilitar este proceso, el sistema requiere un generador de escenarios con una estructura e interfaz que guía al usuario. Se descarta aquí el diseño y uso de escenarios completamente predefinidos por (i) la complejidad del problema de gestión, (ii) el requerimiento de diseñar una herramienta genérica, y (iii) las restricciones en el tipo de decisiones en las cuales podría asistir el SSD. Por el otro lado, el libre “ensamblaje” de escenarios implica una gran variedad de opciones y conllevaría una excesiva intensidad de información y trabajo, restándole practicidad. Por tanto, debe encontrarse un modo en el que a la vez que otorgue al usuario la posibilidad de un cambio extenso en las variables de input, no necesariamente requiera todo el conjunto de variables de input cada vez que se componga un escenario.

Sistema de Manejo de Modelos

Como menciona Hersh (1999), los SSD basados en modelos y bases de datos han mostrado ser mucho más útiles que el llamado sistema de expertos en aplicaciones de gestión de agua. Esto es especialmente comprensible en el caso de aguas subterráneas, donde se necesita un modelo numérico para entender las dinámicas de flujo. La prioridad en la gestión e investigación en SLP y en la mayoría de los casos potenciales son los efectos de las diferentes políticas de extracción y de uso de suelo sobre los recursos de agua subterránea. Por lo tanto, un requerimiento obligatorio es que el intercambio y la integración de datos con un modelo numérico de agua subterránea en el SSD desarrollado sea fácil de realizar. Sin embargo, el caso de SLP también mostró que la disponibilidad de datos es variable y puede ser muy limitada – en el campo del agua superficial en este caso. Por lo tanto, el SSD no debería estar basado completamente en modelos, sino ser tan flexible como sea posible en lo relacionado con los datos ingresados, con capacidad de una adaptación continua de coeficientes y ecuaciones empíricas, etc.

Herramienta de Decisión

Mientras que durante la revisión se encontraron varias aplicaciones SSD que optaron por utilizar procedimientos de optimización y modelos para encontrar la solución óptima a sus problemas de administración, aquí se ha descartado esta opción por las siguientes razones:

- la complejidad del problema implicaría una tremenda cantidad de datos “duros”, conocimientos matemáticos y esfuerzos computacionales,
- las funciones y restricciones objetivas tendrían que modificarse para cada nuevo caso de aplicación, por lo que no aportaría una herramienta genérica,
- hay una variedad de factores políticos y sociales que influyen con fuerza la toma de decisiones pero que no pueden ser previstos o hechos explícitos dentro de un proceso optimizador.

En cuanto a la situación de decisión en cuestión -con una variedad de criterios de decisión muy diferentes y con un número discreto de soluciones (ver capítulo 5.4)- una Herramienta de Análisis de Decisiones con Criterios Múltiples (AMC) es la técnica apropiada para clasificar y elegir entre distintos escenarios de gestión. La herramienta a elegir entre una gran variedad de técnicas disponibles (ver Capítulo 2.4) deberá distinguirse, sobre todo, por su simplicidad y transparencia, para permitir que usuarios adquieran confianza en su participación en el proceso de toma de decisiones.

7 DISEÑO PRELIMINAR DEL SSD

En base del estudio de caso y la revisión bibliográfica se pudieron extraer los requerimientos generales y específicos a un Sistema de Soporte de Decisión para la gestión de agua subterránea en SLP. Mediante la ingeniería de requerimientos éstos se analizaron según su relevancia, la posibilidad de generalizarlos a otros casos y la factibilidad de su realización en un marco de desarrollo universitario y sin recursos adicionales. Como resultado aquí se describe un diseño preliminar para una herramienta que cumple con los requerimientos generales y del estudio de caso. La propuesta se entiende como base para un primer prototipo. Con base en la idea de dar un soporte en las tres fases de decisión (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, pág. **¡Error! Marcador no definido.**), los componentes básicos que requiere son:

- una interfaz gráfica de usuario (GUI por sus cifras en inglés), que incluye las pantallas para entrada de datos y herramientas de visualización (mapas, tablas, diagramas)
- un generador de escenarios que guía al usuario en la selección de parámetros y medidas
- una interfaz con un modelo numérico de simulación de acuíferos
- un sistema de manejo de datos (geográficos) y
- una herramienta de soporte de decisión basado en AMC.

7.1 Estructura de la Interfaz y Generador de Escenarios

La interfaz gráfica tiene que ser adaptada a usuarios no-expertos y por ende debe contener formatos sencillos para la entrada de datos y una representación estructurada y clara de los resultados.

Como ya se explicó, el SSD sirve para simular escenarios “What if?” que se componen de las medidas de gestión mencionados (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, pág. **¡Error! Marcador no definido.**). Se consideran 4 modos de operación del SSD a los que puede entrar el usuario (Figura 7-1):

- a) Puede analizar un escenario previamente hecho.
- b) Puede generar un nuevo escenario
- c) Puede entrar al modo operador para configurar un escenario default, cambiar el modelo acuífero acoplado, etc.
- d) Puede comparar diferentes escenarios mediante una lista de indicadores y una herramienta AMC.

Para la generación de escenario, se opta por un enfoque donde los usuarios diseñen sus propios escenarios en un modo guiado, eligiendo libremente los valores de algunos factores claves que consideren importantes, y dejando valores “default” en otros. Estos escenarios no representarán todo el dominio de posibles soluciones sino una pre-selección, pero que estará completamente determinada por el usuario. El modo de “Generación de Escenario” otorgue al usuario la posibilidad de un cambio extensivo en las variables de input, pero no necesariamente requiere todo el conjunto de variables de input cada vez que se componga un escenario. Esto puede implementarse utilizando un escenario “default” que represente la actual situación de gestión en la región de estudio y forme la base de cada nuevo escenario.

Este escenario default solo se puede cambiar en el Modo Operador. El operador tiene que indicar el nombre del proyecto (p.e. SSD San Luis Potosí) y la extensión del área de estudio, dar la ruta para que el SSD encuentre el Modelo Numérico del Acuífero (ver párrafo 7.2), y después hacer una configuración total con todos los datos de entrada y especificaciones sobre qué tipo de salida se quiere. Esto va ser muy extenso (se tienen que especificar datos extensivos en 13 módulos), pero solo se requiere 1 vez para un área de estudio. El modo de Operador debe estar protegido con una clave. Cada proyecto (aplicación en 1

área de estudio) está basado en 1 solo escenario default, sobre el cual se pueden generar n escenarios en el modo “Generación de Escenario”. Como cada uno de ellos parte del default, ningún usuario tendrá que especificar todos los parámetros, sino solamente cambiar lo que a él le interesa.

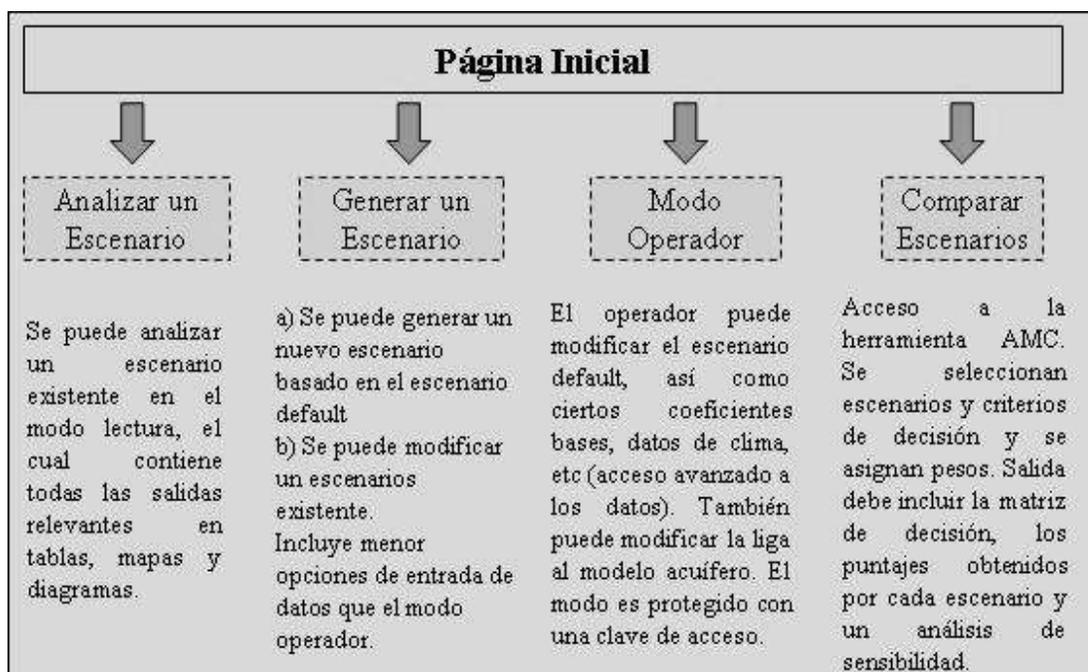


Figura 7-1: Se proponen cuatro modi de operación para abarcar diferentes clases de usuarios y funcionalidades del SSD

En cada modo, se recomiende una estructura de la interfaz siguiendo el esquema en la Figura 7-2, con diferentes niveles de detalle. El usuario escoge un modo de operación a partir de una pantalla de inicio y de allí entra a un nivel de datos generales (puede p.e. escoger un escenario). El siguiente nivel debe contener una representación integrada del balance de agua urbana, ésta puede por ejemplo ser el esquema del ciclo de agua presentado en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, con el volumen de agua calculado (se recomiende Hm³/año) en cada componente para el escenario respectivo (p.e. volumen extraído del acuífero y de presas, volumen por tipo de uso, volumen de agua residual generado, etc.). Con esta representación integrada el usuario puede visualizar las interacciones entre los diferentes flujos y componentes.

Para ir al Nivel 3, se puede entrar a todas estas componentes (Módulos, ver párrafo 0y verlos en detalle (Modo “Analizar Escenario”) o cambiar algunas de sus especificaciones (“Generar Escenario”). Si el realiza un cambio en una de ellas, después el usuario puede regresar a este esquema general para observar posibles el impactos sobre las demás. En el Nivel 3, para proporcionar un diseño familiar (p.e. Excel) las pantallas se pueden estructurar en formato de pestañas. Esto resulta al menos en 3 pestañas para cada módulo:

- Descripción: con un breve texto descriptivo, sobre los paso a seguir para modificar este módulo.
- Pestaña de entrada de datos: Con tablas, mapas interactivos y opciones para importar datos en formatos específicos (p.e. del REPDA)
- Pestaña de salida de datos: con diagramas, tablas de resultados, mapas (p.e. con el nivel estático)

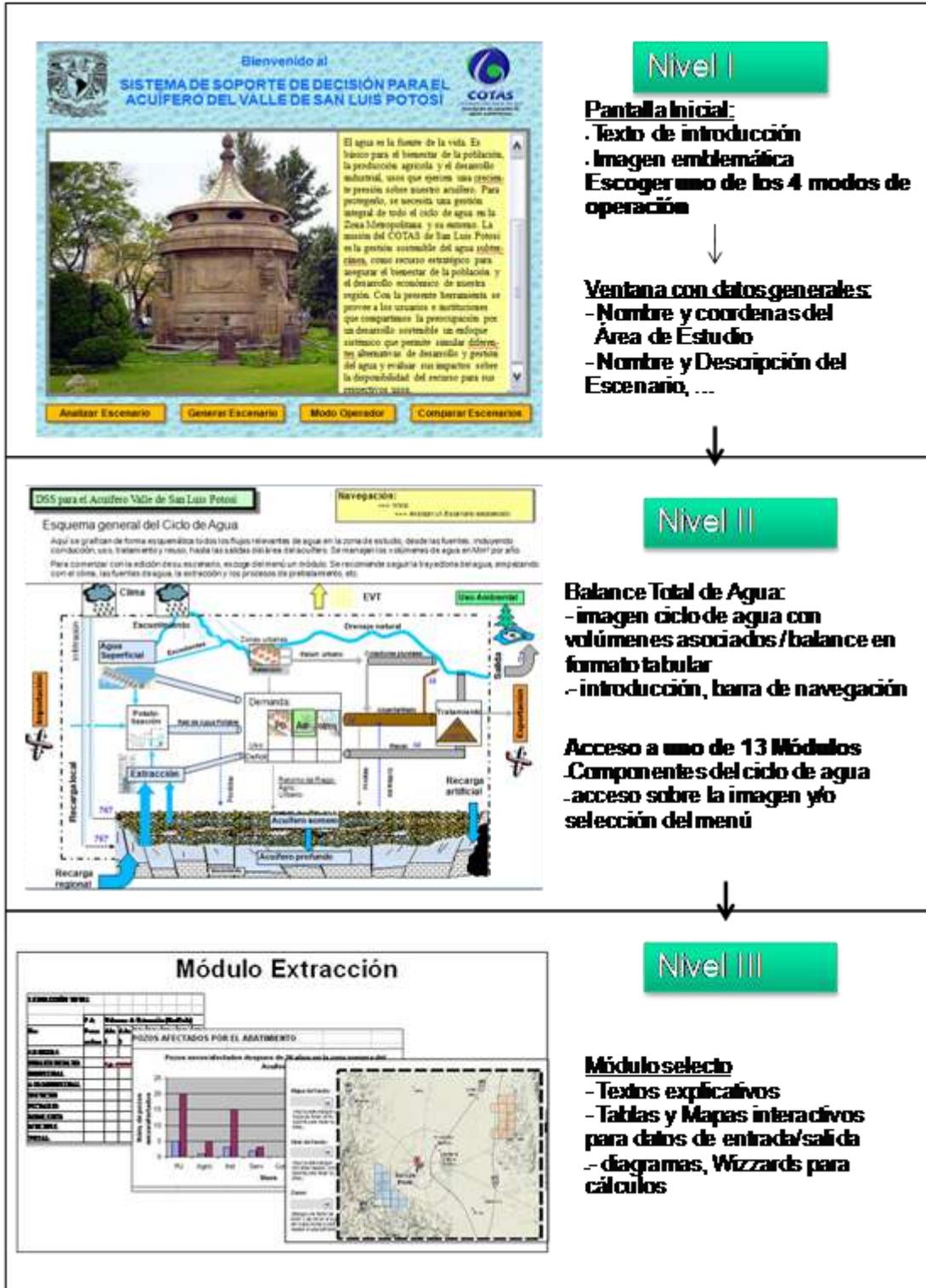


Figura 7-2: Estructura de la Interfaz gráfica, se observan 3 niveles de detalle.

7.2 Modelo del Acuífero

Como se ha argumentado anteriormente, el SSD tiene que ser acoplado a un modelo de simulación de flujo del acuífero. En este punto, se recomienda el paquete de software “MODFLOW 2000”, por las siguientes razones:

- Es probablemente el modelo con el mayor número de aplicaciones prácticas en México
- Al momento de escribir, se estaba desarrollando un modelo en Modflow para el caso del acuífero de San Luis Potosí
- El software es libre y se puede acceder al código fuente
- La estructura modular y la estructura sencilla de sus archivos facilita la lectura y modificación externa de los mismos.

Modflow es un programa computacional originalmente desarrollado por el Servicio Geológico de EEUU (USGS) en 1988 para resolver, mediante diferencias finitas, la ecuación de flujo en tercera dimensión para acuíferos en medio poroso (Figura 7-3). El programa tiene un diseño modular para facilitar su entendimiento y su extensión, y se ha modificado varias veces desde su creación (Harbough et al., 2000). Para el SSD, es relevante el Proceso de Flujo de Agua Subterránea (GWF), el cual incluye todos los aspectos para resolver la ecuación de flujo, incluyendo la formulación de las ecuaciones de diferencias finitas, entrada de datos, y salidas. (Para una descripción detallada del proceso, por favor consulte Harbough et al, 2000).

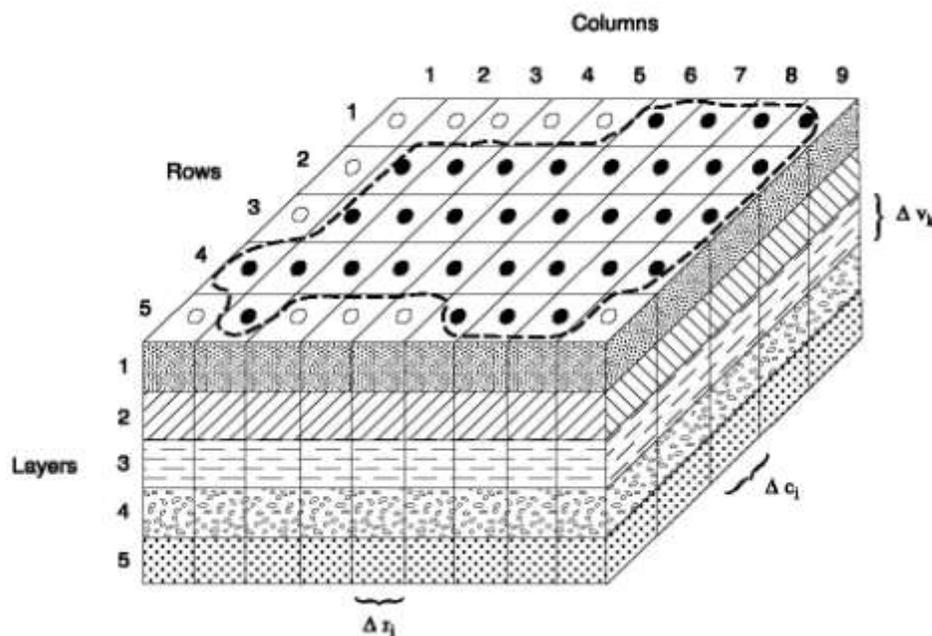


Figura 7-3: Malla 3-dimensional de diferencias finitas usado en MODFLOW (Harbough, 2005)

Desde la perspectiva del usuario, Modflow 2000 se estructura en los siguientes paquetes: El paquete básico proporciona el control general sobre el programa. Cada función/proceso hidrológico que forma parte de la ecuación general de flujo, como la interacción con ríos, recarga, extracción y evapotranspiración, forma un paquete distinto. Adicionalmente, cada algoritmo de solución de la ecuación de flujo constituye un paquete.

El SSD funcionará como pre- y postprocesador para Modflow y de esta manera facilitará el uso práctico de estos modelos para fines de gestión y planeación. Esto significa, en detalle que:

1. Existe un modelo numérico calibrado, simulando las condiciones del acuífero: parámetros hidráulicos, condiciones de frontera, recarga y extracción actual. Para acoplar este modelo al SSD, el operador del último tiene que especificar el nombre y ubicación del modelo en las pantallas del SSD.
2. Via la GUI del SSD se podrá cambiar todos los parámetros de entrada que presentan variables en la simulación de diferentes escenarios. Estos incluyen básicamente la extracción y la recarga (inducida), y también podría incluir variables climáticas si se desea simular escenarios de cambio climático. Por ende, los archivos Modflow que se tienen que manipular externamente via el SSD son (i) el archivo.rech y (ii) el archivo.wel.

Una vez que se ha completado la especificación del escenario de gestión en el SSD, se corre el modelo Modflow (con una orden desde el SSD) para que éste produzca las salidas de interés en términos de niveles del acuífero, balances y direcciones de flujo. Esto quiere decir que la interfaz que se tiene que construir debe permitir que se modifiquen los archivos de entrada de manera externa, correr el modelo de manera externa, y se pueda especificar el formato de salida requerido de manera externa. Antes de trabajar con el modelo, se debería copiar el original, para que las modificaciones se hagan en una copia.

Al menos los siguientes archivos de salida de Modflow deben poder leerse por la interfaz para cumplir con la función de postprocesador del SSD:

- El archivo.hed contiene las cargas hidráulicas en todas las celdas del modelo y para todos los periodos de estrés
- El archivo.lst contiene un listado de todas las entradas de datos, cálculos y ciertas salidas del modelo, p.e. el balance del acuífero para cada periodo de estrés y paso de tiempo.

Por lo tanto, el intercambio de datos entre el SSD y Modflow es estático, el SSD trabajando como pre-procesador para cambiar los archivos de entrada del Modflow y como post-procesador para representar de manera agradable y cómoda (en mapas y balances) los resultados de los cálculos.

Para poder ser acoplado al SSD, el modelo pre-desarrollado tendrá que cumplir con ciertas especificaciones, las cuales tienen que ser mencionadas y explicadas al operador del SSD sobre las pantallas del mismo. Algunas cuestiones que se tienen que fijar durante el desarrollo detallado de la interfaz son:

- Modelo y SSD tienen que tener el mismo horizonte y discretización en el tiempo. El horizonte mínimo recomendado (fijo) aquí es de 20 años, considerando que los efectos de las decisiones en la gestión de agua subterránea presentan cierto desfase en el tiempo y que las medidas de infraestructura se tienen que considerar con respecto a su tiempo de vida/amortización.
- Diferentes procesos de recarga se pueden representar mediante diferentes condiciones de frontera en Modflow. Por ejemplo la recarga regional se puede representar tanto por cargas remotas (GHB) como por entradas laterales de volumen conocido. La recarga de bloque de montaña se puede simular como GHB, mediante pozos de inyección ficticios o usando flujos específicos a celdas discretas (FHB). Todo esto tiene que ser especificado durante el diseño del SSD, para que la interfaz funcione de manera adecuada.
- Las celdas del modelo podrían ser de igual área pero variable espesor (reflejando las condiciones hidráulicas) o de tamaño completamente individual, de allí dependerá como el SSD lee el archivo.dis de Modflow.

7.3 Manejo de Datos Geográficos

La mayoría de los datos que tendrá que manejar el SSD tienen una referencia espacial relevante. Por ejemplo en caso de la extracción y la recarga, la distribución espacial de estas variables obviamente afecta sobre el impacto en términos de (distribución de) niveles del acuífero. Por lo tanto, el SSD tiene que permitir la creación, interrelación y representación de objetos geográficos, los cuales se definen por sus coordenadas y atributos adicionales que se guardarán en formato tabular. Éstos objetos pueden ser puntos (como en caso de los pozos), líneas (p.e. ríos, canales) o áreas (p.e. áreas de riego, de recarga, área urbana, etc.).

De lo expuesto se deriva que el SSD tendrá que incluir algunas funciones de un Sistema de Información Geográfica (SIG). Durante la revisión de las aplicaciones de SSD's en la gestión del agua, se pudieron distinguir básicamente 3 maneras diferentes de cómo integrar un SIG:

- El SSD se basa en y se accede/controla desde una plataforma SIG
- El SSD puede importar, usar y exportar archivos en formato .shp
- Se desarrollan las funciones SIG necesarias de forma independiente dentro del SSD

Hay que recordar que uno de los requerimientos generales impuestos sobre el SSD es que se compone de software libre. Es decir, si se usa una plataforma SIG como front- o backend del SSD, se descartarían de entrada algunos paquetes de software muy comunes como por ejemplo las herramientas de ESRI (ArcView, ArcInfo, ArcGis, etc). Existen abundantes alternativas de software libre (p.e. ILWIS, GRASS). Sin embargo hay que considerar que las funciones que requiere el SSD probablemente serán muy limitadas, y que las opciones para ser viables tienen que ser entendibles y cómodos para usuarios no-expertos. Estos dos puntos argumentan en contra de paquetes completos de software libre.

Dado el hecho que Modflow requiere sus datos de entrada en formato de malla¹ (grid, Figura 7-3), en este punto se recomienda manejar las referencias geográficas desde el principio con respecto a una malla (convirtiendo coordenadas en celdas de este grid), sin la necesidad de manejar los archivos .shp (para información vectorial). La malla que utiliza el SSD teóricamente puede ser más diferente a la de Modflow, pero se tiene que incluir un proceso de conversión.

Un resumen de las funciones SIG que debe incluir el SSD y que se pueden desarrollar sin gran esfuerzo computacional, se observa en la Tabla 7-1.

Tabla 7-1: Objetos y funciones de SIG que puede incluir el SSD utilizando la malla (grid) propuesta.

Objetos	Funciones
Imágenes	Mapas de fondo (geología, uso de tierra, ...) para trazar objetos sobre ellos
Áreas	e.g. áreas agrícolas, urbanos, de recarga, etc. se trazan áreas marcando celdas sobre un mapa interactivo
Puntos	p.e. pozos, PTARs cada punto se asigna a una celda del grid (usando sus coordenadas o marcándolo sobre el mapa interactivo)
Configuraciones	p.e. de recarga (m3/m2), niveles del acuífero se asigna un valor a cada celda y se utiliza una escala de colores para visualizar los valores

¹ Todo intercambio de archivos con Modflow será con referencia a la malla del modelo: El archivo .rech (recarga) contiene una matriz con un valor de recarga (m3/m3,d) para cada celda, en el archivo .wel (extracción) cada pozo se especifica por el renglón, columna y capa en la cual se ubica.

Mapas existentes en .shp con información del área de estudio se podrían incluir en el SSD como imágenes y ser usados como mapas de fondo (e.j. topografía, geología, uso de suelo, etc). Datos puntuales de una tabla tipo x,y,z (como por ejemplo los pozos incluidos en el REPDA) se tienen que poder desplegar automáticamente sobre un mapa y al revés: si se quieren agregar pozos, eso debería ser posible directamente sobre el mapa. Para fungir como post-procesador para Modflow, la componente SIG además tiene que ser capaz de representar la distribución de los niveles estáticos y del flujo en un mapa comprensible.

7.4 Discretización temporal y espacial

Con la opción propuesta de trabajar los datos espaciales sobre una malla, se mantiene bastante flexibilidad con respecto a la diferenciación espacial de los proyectos. La fineza de la malla y con esto la precisión de los datos está limitado por un lado por la malla del modelo numérico, y por el otro lado por el tamaño en MB que ocupan las matrices y por lo tanto el tiempo de computación que se requiere para trabajar con ellas.

En cuanto a la dimensión temporal se propone para la versión piloto trabajar con escenarios a un plazo fijo de 20 años. Esto facilita mucho la interfaz con el modelo numérico y pone un límite a los datos de entrada que tienen que ingresar los usuarios, pensando que éstos naturalmente van a ser variables en el tiempo. El tiempo de respuesta de los acuíferos (profundos) a variaciones en la recarga pueden variar desde meses a siglos o miles de años. La demanda de agua por su lado presenta variaciones cíclicas en algunos sectores (p.e. el sector agrícola), mientras se mantiene cuasi constante en otros. Por el momento se propone trabajar todas las componentes que interfieren con el agua subterránea (demanda, extracción, recarga, sobre todo) y el modelo numérico del acuífero. En otros procesos, como los balances de agua en las presas para calcular los excedentes, el balance de agua en el suelo o los cálculos del escurrimiento urbano el cual influirá sobre posibles excedentes en plantas de tratamiento de agua residual (en caso de drenaje mixto), se requerirá trabajar datos mensuales o hasta diarias.

7.5 Componente de Análisis Multi-criterio (AMC)

La componente AMC deberá servir para la comparación de diferentes escenarios que desarrolle el usuario. Los pasos se basan en el esquema general de AMC mostrados en **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Con base en los módulos y sus salidas, debe desarrollarse un catálogo de criterios de decisión contra cuales se pueden evaluar los escenarios (ve p.e. Mulino-DSS, FEEM 2006). Durante la generación de escenarios se generarán y guardarán valores para todos los criterios, pero en el modo de decisión (Comparar Escenarios), el usuario debe escoger explícitamente contra cuales criterios del catálogo quiere evaluar. Así se construirá una matriz de análisis (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). En el siguiente paso – la asignación de pesos a cada criterio – es importante proporcionar una buena ayuda al usuario y un posterior análisis de sensibilidad. Para calcular los puntajes finales el SSD tiene que trabajar con una regla (algoritmo) de decisión multi-criterio, como los que se presentaron en el Capítulo. Aspectos importantes en la selección del algoritmo adecuado son su transparencia y simplicidad, de manera que el usuario obtenga confianza en la herramienta y el proceso de decisión. Por eso, aquí se propone usar el método SAW (Simple Additive Weighting). La Figura 7-4 presenta una vista de pantalla con el método del índice y un catálogo preliminar de criterios de decisión, como se podría derivar de los cálculos en los módulos expuestos a continuación.

Elección de los Criterios de Decisión y Asignación de Pesos

Indicadores	Peso Obj.	Peso final	Objetivos	Peso
1.1 Niveles someros	?	%	1 Evitar Riesgo de Inundaciones	No. %
1.2 Escurrimiento total urbano	?	%		
1.3 Extensión del Drenaje Pluvial	?	%		
2.1 Abatimiento prom somero	?	%	2 Estabilizar Niveles del Acuífero	No. %
2.2 Abatimiento prom intermed	?	%		
2.3 Abatimiento prom profundo	?	%		
2.4 Conos de abatimiento	?	%		
3.1 Déficit local Año 20	?	%	3 Balance sostenible	No. %
3.2 Déficit calidad Año 20	?	%		
4.1 Pozos afectados por abatimiento	?	%	4 Eficiencia en la extracción	No. %
4.2 Bombeo afectado por abatimiento	?	%		
4.3 Deficit Agua Superficial	?	%		
4.4 Pérdidas importación	?	%		
5.1 Excedentes de Presas	?	%	5 Eficiencia en la asignación	No. %
5.2 Asignación a sectores de la red	?	%		
5.3 Acuíferos someros	?	%		
5.4 Dispon. Areas / Reuso	?	%		
5.5 Dispon. / Uso del Escurrimiento	?	%		
6.1 Pérdidas de Agua Potable	?	%	6 Eficiencia en el uso	No. %
6.2 Pérdidas reales agrícolas	?	%		
6.3 Tasa de reuso	?	%		
6.4 Ahorro	?	%		
7.1 Descargas a cuerpos de agua	?	%	7 Reducir Contaminación	No. %
7.2 Descargas al suelo / subsuelo	?	%		
7.3 Retorno de agua residual	?	%		
7.4 Fugas de agua residual	?	%		
8.1 Importaciones	?	%	8 Reducir Extern. y Degrad.	No. %
8.2 Degradación en las montañas	?	%		
9.1 Costos directos	?	%	9 Minimizar los Costos	No. %
9.2 Costos indirectos	?	%		
10.1 Utilidad (uso no agrícola)	?	%	10 Max. Valor del Agua	No. %
10.2 Empleos (uso no-agrícola)	?	%		
11.1 Cobertura Red Agua Potable	?	%	11 Bienestar y Equidad	No. %
11.2 Diferencias en la dotación	?	%		
11.3 Disponibilidad de agua / copias	?	%		

Aquí puede determinar cuales objetivos son importantes para evaluar a los escenarios. Por favor asigne un número (peso) a cada objetivo según su importancia. Para cuantificar el desempeño del escenario en cada objetivo puede escoger indicadores. A cada uno por favor asigne un porcentaje (suma=100) que define su importancia para cumplir con el objetivo dado.

Indice multicriterio

Dimensiones

- Riesgo
- Impacto al Acuífero
- Eficiencia
- Ambiental
- Económico
- Social

Figura 7-4: Vista de pantalla en la que se observa un catálogo de posibles criterios de decisión (propuesta preliminar) y el método para asignación de pesos.

7.6 Módulos

Otro requerimiento para el SSD que se derivó de la situación de desarrollo era el que tenga una estructura modular para facilitar su posterior modificación y extensión paulatina. Esto quiere decir que los módulos tienen que ser relativamente independientes (p.e. como clases o paquetes diferentes) y se tienen que diseñar interfaces entre ellos. Como primera propuesta, estos módulos deben ser los componentes del ciclo de agua (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Esto resulta en 13 módulos (Tabla 7-2), que se pueden acceder vía un clic sobre las coordenadas respectivas de la imagen del ciclo de agua, o bien desde un menú. En seguida se describirá brevemente el concepto de cada módulo.

Tabla 7-2: Módulos y Sub-Módulos (Nivel III y IV) del SSD

III Módulo	IV Sub-Módulos
Clima	
Agua Superficial	Fuentes y Disponibilidad, Aprovechamientos
Escurrimiento Urbano	
Acuífero	
Recarga	Recarga de Valle, Recarga de Montaña, Recarga Indirecta, Recarga Urbana, Retornos de Riego Agrícola, Recarga Artificial
Importación	
Extracción	
Potabilización	
Red de Distribución de Agua Potable	
Demanda y Uso	Sector Público-Urbano, Industria y Servicios, Agricultura, Otros
Drenaje y Saneamiento	Cuencas Sanitarias, Alcantarillado, Plantas de Tratamiento de Agua Residual
Reuso	
Exportación	

7.6.1 Clima

En este módulo el operador tendrá que especificar los parámetros de clima relevantes, sobre todo la cantidad y distribución de la precipitación en el área de estudio. Ésta es importante para calcular la recarga, la disponibilidad del agua superficial y el escurrimiento. Dada la distribución temporal extrema de lluvia – típica en SLP y otras regiones (semi)-áridas en México (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), para algunos procesos (como el almacenamiento en las presas, el balance de agua en el suelo y la evapotranspiración real) se debe calcular con datos diarios de la precipitación.

Otros parámetros climáticos relevantes incluyen la temperatura, evaporación y evapotranspiración potencial. Como el módulo Clima entonces será bastante exigente en datos, y el clima no constituye una variable de gestión, modificaciones en este módulo solo se deben permitir al operador.

Éste tiene que ingresar los datos para 2 escenarios climáticos, el escenario base (basado en la precipitación histórica) y un escenario de cambio climático. (Escenarios del Cambio Climático se han publicado por el Instituto Nacional de Ecología para todos los estados, (INE 2008) e información más detallada se encuentra en las páginas del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM (CCA 2009)). El usuario solo escoge una de las dos opciones para diseñar su escenario de gestión.

7.6.2 Agua Superficial

Aún si el agua superficial hoy en día es mucho menos importante que el agua subterránea en la mayoría de las ciudades mexicanas, su uso puede liberar presión sobre los acuíferos y excedentes de agua superficial aún se pueden utilizar para la recarga artificial. El estudio de caso de San Luis Potosí ha mostrado que el aprovechamiento del agua superficial puede ser muy ineficiente. Los excedentes de las presas en tiempos de lluvias intensivas constituyen pérdidas de agua no usada para la ciudad y aún pueden causar problemas de inundaciones en la ciudad o aguas abajo. Aún si la calidad del agua es alta en las montañas, solo se usan 2 de las presas existentes para extraer agua potable, mientras la responsabilidad para la administración de las demás presas queda ambigua.

En términos de fuentes de agua potable, durante el proyecto piloto se debe dar prioridad a especificar todos los procesos relevantes para *presas*, ya que son casi la única fuente de agua superficial tanto en San

Luis Potosí como en ambientes (semi)-áridos en general. Para optimizar el uso del agua superficial, el módulo respectivo tiene que calcular un balance entre la disponibilidad y extracción de este recurso para cada embalse. La disponibilidad del agua depende principalmente del clima, las propiedades de la cuenca y la capacidad de almacenamiento en los vasos. Se tiene que tomar en cuenta que al menos para el caso de SLP no existen datos de estaciones hidrométricas y por tanto no se cuenta con datos para calibrar las entradas y las salidas de las presas. Por esta razón, en una primera fase se podría trabajar sin modelos hidrológicos, sino más bien usando coeficientes generales de escurrimiento y el método racional para calcular la disponibilidad de agua en las presas. En el Anexo D se propone de manera preliminar una fórmula para este balance simplificada.

En cuanto al aprovechamiento de agua superficial, el cual se podría especificar en un sub-módulo separado, se cuenta con datos detallados de la extracción de agua superficial contenidos en el REPDA. Por lo tanto el sub-módulo respectivo debe de contar con opciones de importar datos directamente en el formato dado en este registro. Los datos del REPDA son anuales, sin embargo en tanto a la extracción agrícola se propone incluir un coeficiente para cada mes para distribuir la extracción de manera más real durante un año (Figura 7-5).

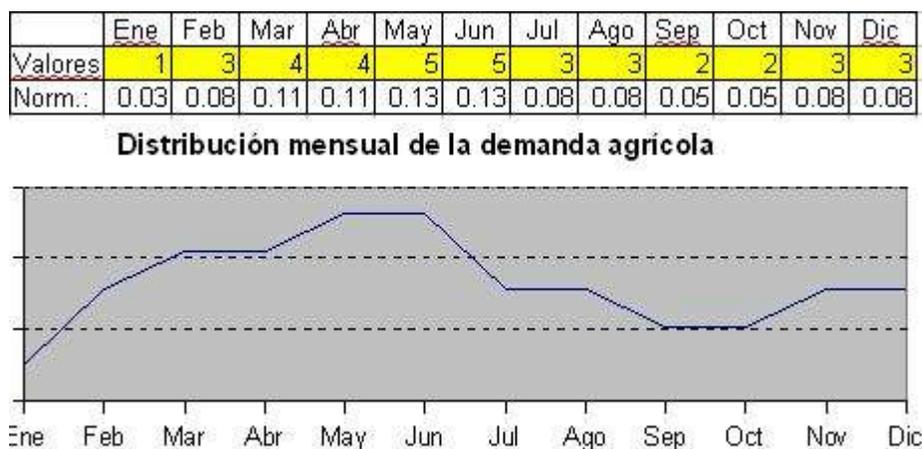


Figura 7-5: Ejemplo para una ponderación mensual de la demanda agrícola.

7.6.3 Escurrimiento Urbano

El escurrimiento urbano concierne al tomador de decisiones ya que constituye: (i) un peligro (de inundaciones) (ii) una carga para la infraestructura de agua residual (en caso del alcantarillado combinado) y (iii) una fuente alternativa de agua para algunos usos. El módulo de escurrimiento urbano entonces debe ser capaz de calcular el volumen de escurrimiento y simular los beneficios de diferentes alternativas de colección y uso del agua pluvial.

Volumen de Escurrimiento

La cantidad de escurrimiento en áreas urbanas incrementa con la impermeabilidad de la cuenca urbana. Existen diferentes métodos teóricos para distribuir el escurrimiento de las áreas impermeables y permeables hacia el sistema de drenaje y almacenamiento del suelo. Sin embargo, en general, eso implica una descripción más detallada del área urbana (a nivel de manzana) de la que se pretende alcanzar en el

SSD aquí planteado, el cual se concibe para la escala acuífero. Uno de los modelos que trata el balance de agua urbana con detalle es el UVQ (Urban Volume and Quality Model), un modelo de gestión de agua urbana que se desarrolló en el CSIRO Urban Water Program en Australia, para evaluar escenarios de esquemas alternativos de gestión de agua en el medio urbano (Wolf et al., 2007). Una aplicación de este programa se está desarrollando actualmente para la ciudad de San Luis Potosí por parte de S. Martínez (2008) y proporciona datos detallados sobre uso de suelo y escurrimiento calculado, calibrado con mediciones locales en lisímetros y el sistema de drenaje. Sin embargo, las opciones de entrada de datos al SSD tienen que considerar también casos con menor disponibilidad de datos. Es por ello que se recomienda el método racional y los coeficientes de escurrimiento como el enfoque más simple y más fácil de adaptar a la disponibilidad de datos locales. La fórmula racional estima el escurrimiento máximo en cualquier lugar de una cuenca como función del coeficiente de escurrimiento, la intensidad media de la lluvia y el área de la cuenca:

$$Q = C * I * A$$

Está comprobado en cuencas pequeñas con un alto porcentaje de superficie impermeable (Breña-Puyol, 1980). Para determinar el escurrimiento máximo, la intensidad de la lluvia tiene que corresponder al periodo durante el tiempo de concentración en el área drenado. Para estimar el escurrimiento total diario y anual, la intensidad de lluvia corresponderá a la precipitación promedia en el intervalo respectivo. Los coeficientes de escurrimientos para diferentes usos de suelo en una cuenca se combinan para generar un coeficiente único ponderado que representará la relación simplificada entre lluvia y escurrimiento en una cuenca:

$$Coef_escurr = [(\%A_1 * C_1) + (\%A_2 * C_2) + (\%A_3 * C_3)] / A_{total}$$

Aparte de los parámetros típicos de las cuencas urbanas como uso y tipo de suelo, pendiente y posible degradación del suelo, se han hecho esfuerzos para ajustar los coeficientes de escurrimiento mediante otros factores. Debido a esto, la mayoría de las tablas dará un rango entre un valor max y min para cada tipo de uso de suelo (

Tabla 7-3).

El SSD tiene que permitir la asignación de coeficientes de escurrimiento de acuerdo al tipo de uso de suelo en sub-áreas de las ciudades; el nivel de discretización debe ser muy flexible de acuerdo a las necesidades del usuario.

Tipo de Colección y Uso

El enfoque tradicional era un drenaje rápido de la mayor parte del escurrimiento urbano hacia las afueras de la ciudad, con pocos intentos de colección, almacenamiento y uso. El impacto adverso de este enfoque sobre el balance de agua urbana es substancial (Diaper y Mitchell, 2005), lo cual aplica en especial para regiones áridas con alto estrés de agua y lluvias torrenciales. El mejoramiento de la gestión del agua pluvial es una tarea importante para los tomadores de decisiones, y un SSD definitivamente tendrá que incluir algunas opciones para simular alternativas actuales de gestión.

Estos podrían incluir:

- La colección en-situ de agua pluvial a escala propiedad, para uso directo o para la infiltración al suelo/subsuelo
- Redes de colección de agua pluvial, con la posterior opción de infiltración al acuífero o descarga a cuerpos de agua superficial

- Como enfoque tradicional contrastante, el drenaje mixto donde el escurrimiento se mezcla con agua residual y acaba en las PTAR's o en cuerpos de agua superficial sin aprovecharlo

Tabla 7-3: Coeficientes de escurrimiento para diferentes coberturas/usos de suelo (basado en Breña-Puyol 2003)

Uso de Suelo	Coef_Escurr
Calles Asfaltadas	0.7-0.95
Calles Concreto hidraulico	0.8-0.95
Adoquín/Empedrado juntas con cemento	0.7-0.85
Adoquín sin juntar	0.5-0.7
Terracería	0.25-0.6
Zona Comercial	0.75-0.95
Zona Mercantil	0.7-0.9
Vecindarios	0.5-0.7
Residencial - Uni-Familiares	0.3-0.5
Residencial - Multifamiliares, espaciados	0.4-0.6
Residencial - Multifamiliares, compactos	0.6-0.75
Residencial - Semi/Sub-Urbanos	0.25-0.4
Residencial - Apartamentos	0.5-0.7
Zona Industrial - espaciado	0.5-0.8
Zona Industrial - compacto	0.6-0.9
Parque y Cementerio	0.1-0.25
Campos de Juego	0.2-0.35
Terrenos no-alterados, sin construcción	0.1-0.3
Estacionamientos	0.75-0.85
Techos	0.75-0.95
Praderas - suelos arenosos planos (0-2%)	0.05-0.1
Praderas - suelos arenosos pendiente media (2-7%)	0.1-0.15
Praderas - suelos arenosos escarpados (>7%)	0.15-0.2
Praderas - suelos arcillosos planos (0-2%)	0.13-0.17
Praderas - suelos arcillosos pendiente media (2-7%)	0.18-0.22
Praderas - suelos arcillosos escarpados (>7%)	0.25-0.35

7.6.4 Recarga

Groundwater recharge, the flux of water across the water table, is arguably the most difficult component of the hydrological cycle to measure. In arid and semiarid regions the problem is exacerbated by extremely small recharge fluxes that are highly variable in space and time.

Del preámbulo de “Groundwater Recharge in a Desert Environment”,
(Hogan et al., 2004)

Las estimación de la recarga hacia los acuíferos es difícil y complejo, debido a (i) la variabilidad espacial y temporal de los parámetros hidrológicos, meteorológicos, edafológicos y geológicos relevantes; (ii) al desfase importante hasta que el agua llega del origen de la recarga hacia el acuífero, y (iii) a la complejidad de las diferentes componentes naturales o inducidas, cuyo entendimiento requiere un modelo conceptual claro del acuífero. Como ejemplo para el último punto, se presentaron los balances realizados para el acuífero del Valle de San Luis Potosí en el Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, los cuales reflejan tanto la incertidumbre en los coeficientes aplicados (ej. % de retornos agrícolas y coeficientes de recarga), como también algunos huecos en el modelo conceptual, ya que hay componentes de recarga que no se consideran siquiera (ej. infiltración de agua residual, riego urbano, recarga regional).

Existe una variedad de técnicas diferentes para estimar la recarga, con distintos requerimientos de datos y específicos para diferentes componentes de recarga, tipos de acuíferos y fines (ver Hogan et al., 2004). Consecuentemente el objetivo durante el desarrollo del SSD no va ser el de desarrollar un mejor método de estimación, sino más bien pretende asegurar que se apliquen y combinen los datos y métodos existentes y resultados de técnicas múltiples de una manera integrada y transparente.

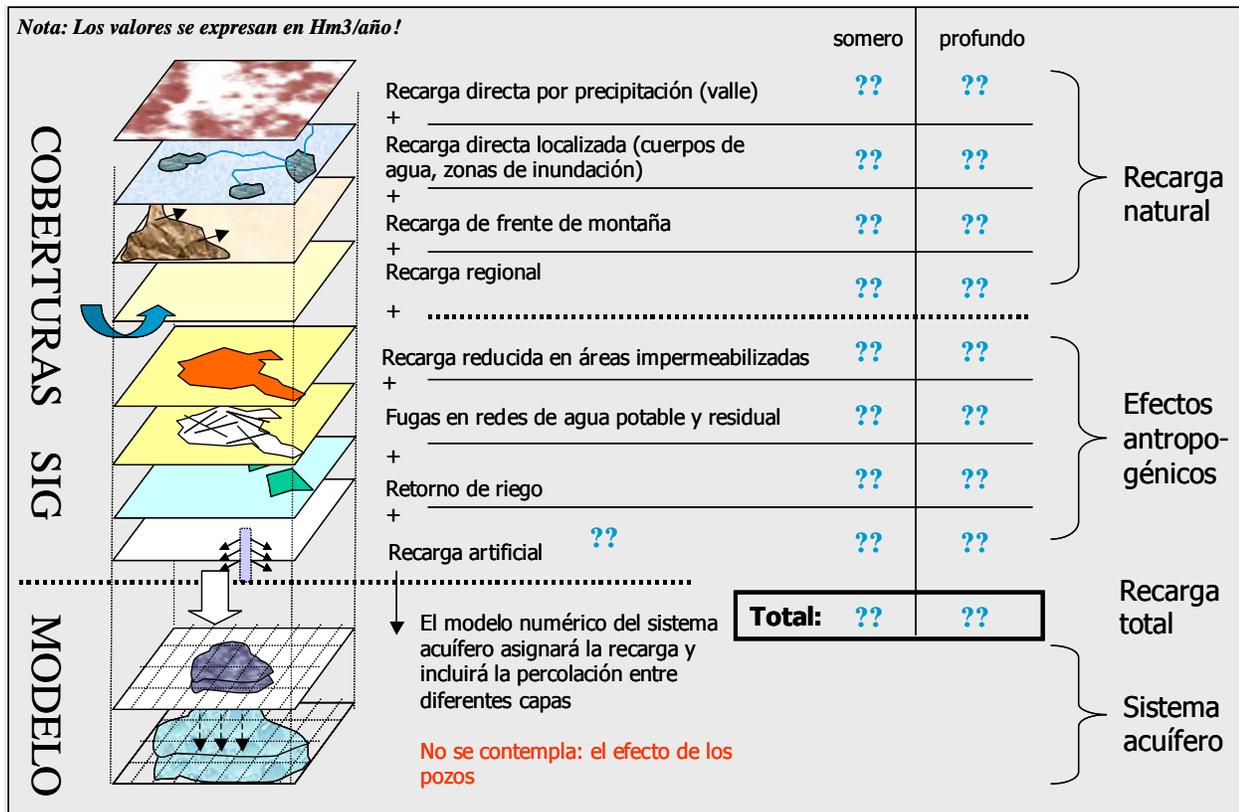


Figura 7-6: Separación de las componentes de recarga

Para ello, 3 características clave que se consideraron en el diseño del módulo de recarga son: (i) la separación de las componentes de recarga en sub-módulos (Figura 7-6), (ii) el uso de coeficientes de recarga, para garantizar flexibilidad en términos de la disponibilidad de datos y con respecto a las técnicas de estimación aplicadas, y (iii) que estos coeficientes estén estrechamente ligados a las múltiples condiciones y dinámicas reales locales, como son el clima, profundidad al nivel de agua, uso de suelo, percolación, vegetación, eficiencia de riego, etc..

Las diferentes sub-modulos para especificar las componentes de recarga se explicarán brevemente en seguida.

Recarga de Valle

Este concepto se refiere a la recarga directa por infiltración de la precipitación local sobre el fondo del valle y su percolación hasta el nivel de acuífero. La recarga depende no solo de la cantidad y distribución espacial y temporal de la lluvia, sino también del tipo, desarrollo y cobertura del suelo así como de las condiciones del subsuelo. Todos estos factores pueden presentar patrones complejos y de alta variabilidad (Batelaan y Smedt, 2007). El uso de datos empíricos de mediciones locales (usando lisímetros) puede resultar en errores considerables si no se combina con un análisis de la distribución espacial de factores geomorfológicos, del suelo, vegetación, clima y uso de tierra.

Herramienta de apoyo para estimar el coeficiente de Recarga

Para fines de facilitar la determinación del coeficiente de recarga, se ofrece un calculador que usa el balance diario de agua en el suelo (siguiendo el esquema del balance hídrico de Thornthwaite y Mather, 1957) para calcular la infiltración como recarga potencial a partir de la precipitación diaria, la evapotranspiración potencial mensual y los características de los suelos. El enfoque de balances es común para apoyar los cálculos de la recarga y ofrece varias ventajas (ve p.e. Samper et al. 1999, Heredia 2002, Custodio et al. 1997). Para zonas semi-áridas con su alta variabilidad de precipitación y la ocurrencia de tormentas fuertes es importante realizar el balance por día para no sub-estimar la recarga de manera significativa. Se realiza el balance por zona de recarga para un año, y se calcula un coeficiente de infiltración anual. Los datos de entrada que requiere el calculador son:

- precipitación diaria (del módulo CLIMA)
- evapotranspiración potencial mensual (EVT_{pot} , del módulo CLIMA)
- capacidad de campo del suelo (CC)
- punto de marchitez permanente (PMP)

La reserva útil representa la cantidad de agua que puede quedar retenida en el suelo, y se calcula:

$$RU(mm) = [CC(vol) - PMP(vol)] * \text{espesor del suelo (mm)}$$

Se parte del presupuesto que el suelo esté seco al principios del año. Se calcula la evapotranspiración real y el superávit de agua que está formado por la escorrentía superficial, sub-superficial y la percolación profunda.

Después, en base de mediciones hidrométricas, coeficientes o estimaciones el usuario tiene que estimar la relación entre infiltración y escurrimiento, y así se determina el coeficiente de recarga:

$$coef_rec = (ET_real - Escurr)/prec_anual$$

Donde no existen datos de infiltración, estimaciones de la recarga potencial se pueden basar en el balance de agua en el suelo (desarrollado por Thornthwaite y Mather en 1957). Sin embargo es importante mencionar que este balance se tiene que realizar con datos diarios, por la distribución extrema de la precipitación en climas áridos. Como apoyo al usuario para estimar los coeficientes de recarga en base de este balance diario, se propone un “wizzard”, como el presenta (de forma preliminar) en el siguiente

cuadro, o se observa en la vista de pantalla en la Figura 7-7.

Calculador del Coeficiente de Recarga

Si se han especificado todos los datos necesarios en el Módulo "III_Clima" y usted cuenta con datos sobre las características del suelo en la zona de recarga en cuestión, puede usar este Calculador. Se usa un balance hídrico diario en el suelo para calcular cuánta agua se percola desde el suelo hacia la zona no-saturada, lo cual constituye la recarga potencial al acuífero.

PREC
↓

REC
= C * PREC

Note: Se trata de una aproximación. El coeficiente real de recarga puede ser menor considerando la intersección de agua en la zona no-saturada, flujos horizontales y descargas desde la zona no-saturada, etc.

El valor calculado aquí solamente sirve como una referencia. Los coeficientes de recarga pueden disminuir en caso de que haya algún tipo de degradación del suelo o cambios en su cobertura.

Estación climatológica:
Año de referencia:

DATOS DE SUELO

Cap. Campo (en volumen) entre 0.01 y 0.99 ?

Espesor suelo (mm) 10-10000

P.M.P. entre 0.01 y 0.99, < C.C. ?

Reserva Útil (mm) = (CC - P.M.P.) * espesor ?

RESULTADOS EVT-real

prec_anual (mm/a): =SUMA de columna Prec (mm/día)

ET_real (mm/a): = prec_anual - superávit

coef_real: = ET_real/prec_anual

superávit (mm/a): =SUMA de columna superávit

La "luzia útil" o precipitación efectivo que representa este superávit, se distribuye en infiltración a la zona no-saturado y escurrimiento. Si cuenta con mediciones del escurrimiento superficial en la zona o estimaciones para el coef_escurt, aquí puede utilizar estos para estimar el coeficiente de recarga:

RESULTADOS Escurrimiento y Recarga

escurt_anual (mm/a): []

coef_escurt: = escurt_anual/prec_anual

FECHA	Prec	ETP_d	ETP_m	ENTR	RU	DEF/EXCED	superávit
	mm/día	mm/día	mm/día	mm/d	mm/d	mm/d	mm/d
01/ene							
02/ene							
03/ene							
04/ene							
05/ene							
06/ene							
07/ene							
08/ene							
09/ene							
10/ene							
11/ene							
12/ene							
13/ene							
14/ene							
15/ene							
16/ene							
17/ene							
18/ene							
19/ene							
20/ene							
21/ene							
22/ene							
23/ene							
24/ene							
25/ene							
26/ene							

Quando el usuario da clic en los signos de interrogación, se abre un cuadro de texto dicitando respectivamente:

Cap. Campo:
"Se entiende como contenido de humedad que máximamente puede absorber un suelo. Agua que entra al sistema en exceso a este valor, se drena por la gravedad (percolación profunda)."

P.M.P.:
"Punto de Marchitez Permanente - el contenido de humedad que siempre se mantiene en el suelo porque así constituido por agua capilar"

Reserva útil:
"Lámina de agua que está almacenado en el suelo. Se calcula como cantidad de agua disponible como la resta entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente."

Figura 7-7: Vista de Pantalla (preliminar) de una herramienta para estimar el coeficiente de recarga

La recarga directa local en valles semi-áridos como en SLP es típicamente baja, debido a:

- Una alta evapotranspiración
- Baja humedad del suelo la mayor parte del año
- La posible presencia de capas de baja permeabilidad por la precipitación de sales y carbonatos
- Una textura muy variable en el subsuelo incluyendo lentes de arcilla que limitan la infiltración y pueden formar cuerpos acuíferos colgados.

Recarga de Montaña

Este concepto incluye la recarga de bloque y frente de montaña con origen en la misma cuenca hidrogeológica. Igual que la recarga en el valle, se puede expresar en función de la precipitación local, el área de recarga y un coeficiente de recarga que variará con la geología local, cobertura del suelo, pendiente, etc. Sin embargo, en contraste con las demás componentes de recarga, en la mayoría de los casos la recarga de montaña significará una entrada de flujo lateral al modelo del acuífero (a lo largo de la frontera valle-montaña), ya que las áreas de montaña (zonas de recarga o transición, con pocos datos de pozos) típicamente no forman parte de las celdas activas del modelo numérico. (La cuestión, si la zona de pie de monte se incluye en la recarga de montaña o se conceptualiza como recarga directa depende del modelo acoplado se tendrá que resolver durante el desarrollo detallado del SSD.)

Por lo tanto, en el sub-módulo para la recarga de montaña, se le tiene que permitir al usuario/operador especificar láminas de recarga para diferentes áreas de montañas, y después se tiene que encontrar un mecanismo como asignar el volumen de recarga calculado para cada una de estas áreas a las fronteras del modelo numérico en Modflow. Para ella, existen varias opciones dentro del modelo (Tabla 7-4) y durante el desarrollo detallado del prototipo se tendrá que decidir cuál de ellas es la más conveniente.

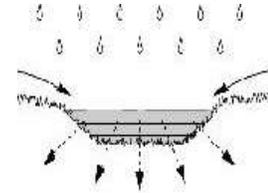
Tabla 7-4: Métodos para simular la recarga de montaña en Modflow (elaboración propia)

	Ventajas	Desventajas
Con pozos de inyección (.wel)	- permite buena diferenciación vertical	- el archivo .wel se usa seguido en la interacción modflow-SSD, no conviene atascarlo - en los balances del archivo .lst se dificulta la diferenciación en pozos de inyección reales y recarga de montaña
Recarga (.rch)	- congruencia de conceptos, se puede aplicar a capas diferente a la primera y a celdas específicas	- solo se puede aplicar a 1 capa dentro de cada columna vertical, no es posible indicar 2 tipos de recarga (ej. La del valle en la primera capa, la de la montaña en una más profunda) - poca diferenciación vertical, recarga se aplicaría a una franja muy delgada de la frontera
Frontera de carga remota (.ghb)	- fácil de aplicar a grandes extensiones verticales y horizontales	- no se puede especificar un flujo, por ende no sirve para reflejar la recarga anual en función de la precipitación en el modelo
Flujo específico (.fwb)	- permite cualquier extensión vertical y horizontal - fácil de distinguir en el balance	- algo laborioso para implementar (por parte del operador y desarrollador)

Recarga Indirecta

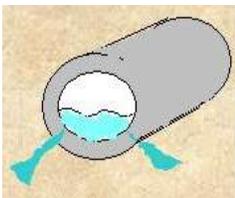
Aquí se refiere a la recarga por infiltración desde cuerpos de agua superficiales permanentes o intermitentes como lagunas, presas, ríos o áreas de inundación. El sub-modulo tiene que permitir que éstos se tracen sobre un mapa, y que se calcule el volumen de recarga p.e. en función de una tasa de infiltración y el tiempo anual de recarga. Ejemplo:

$$rec_cuerpos \left[\frac{m}{a} \right] = \frac{tasa_infiltr \left[\frac{mm}{d} \right]}{1000} \times \text{área} [m^2] \times \frac{tiempo_rec [d]}{365}$$



Recarga Regional

Esta componente de recarga puede ser de gran importancia para el balance de agua, especialmente en regiones secas donde existe poca recarga contemporánea. Sin embargo, no se ve influenciada por decisiones de gestión y no forma tal cual parte del agua subterránea “renovable”. Por lo tanto, no hay necesidad de especificar la recarga regional desde el interfaz de usuario del SSD, sino que se debe incluir directamente dentro del modelo acuífero calibrado. Sin embargo, el volumen calculado se debe al menos desplegar sobre las pantallas del SSD, para aclarar la importancia de esta componente y para cumplir el balance total.



Recarga Urbana

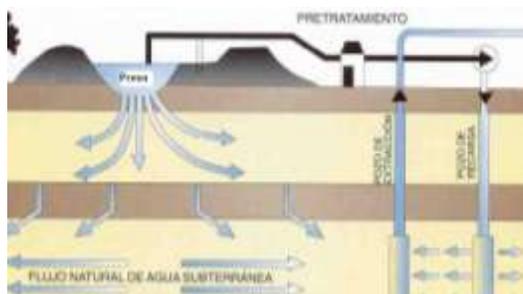
Hay varios factores que se tienen que considerar en la relación entre urbanización y recarga al acuífero: La recarga natural puede disminuir debido al alto grado de impermeabilización en áreas urbanas. Este aspecto está directamente ligado a los coeficientes de escurrimiento en el módulo respectivo (escurrimiento urbano), descrito arriba. Por el otro lado, existe la recarga inducida en forma de infiltración de agua desde la tubería de agua potable y el alcantarillado. Esta componente de recarga se debería calcular como porcentaje del volumen total de agua en la red de distribución, lo cual está en función de la demanda de agua para uso público-urbano (ver párrafo 7.6.8 . Estimaciones de las pérdidas de agua en la red normalmente existen por parte de los organismos operadores y se pueden hacer diferenciaciones en diferentes áreas de la ciudad (p.e. dependiendo de la edad y tipo de tubería).

Retorno de Riego Agrícola

Los retornos de riego pueden ser importantes en la parte periférica y circundante a las ciudades. En el caso de SLP se encontraron variaciones considerables en la estimación de los volúmenes en balances previos (Capítulo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). En lugar de aplicar coeficientes obtenidos de la literatura, éstos se deben estimar en función de los patrones locales de cultivos (mediante coeficientes de cultivo), la extensión de la superficie regada y la eficiencia estimada del riego. Los



retornos se calcularán en el sub-módulo de uso agrícola (ver párrafo 7.6.9).



Recarga Artificial

La recarga artificial de acuíferos se ha convertido en una opción importante para mitigar el desbalance en acuíferos, suavizar fluctuaciones en la disponibilidad del agua, depurar y almacenar agua residual tratada, evitar la intrusión marina, entre muchas otras aplicaciones más específicas. En el año 2008, Fernández-Escalante (2008)

reportaba alrededor de 100 proyectos en construcción en todo el mundo, 56 instalaciones operativas en EEUU, al menos 40 en Europa, 7 en Australia, así como instalaciones en varios países de África y Asia. En México, aparte del proyecto descrito en SLP, existen proyectos de recarga artificial por ejemplo en el Valle de México (p.e. WSTB 1995), la Comarca Lagunera (Gutierrez-Ojeda y Ortíz-Flores), Piedras Negras (Coahuila, Jasso-Gutierrez, 2006), y se han discutido para varios acuíferos en Guanajuato (Trujillo-Candelaria 2003).

Opciones para la recarga artificial incluyen la aplicación de agua a la superficie o zona vadosa y los pozos de inyección. En cuanto a su implementación en el SSD, las dos primeras se tienen que conceptualizar en el modelo acuífero como parte de la recarga (archivo.rech de Modflow), la última se puede especificar pozo por pozo y entra al modelo como extracción “positiva” en el paquete .wel.

7.6.5 Acuífero

La función principal del SSD con respecto al acuífero es la predicción de las consecuencias de diferentes escenarios de bombeo y uso de suelo sobre la distribución de los abatimientos y niveles acuíferos. De esta manera, aplicada en procesos de planeación, la herramienta podrá contribuir a disminuir/evitar conos de abatimiento y falla de pozos y se disminuirán los costos de bombeo. Esto está en el interés del COTAS, del organismo operador y la CONAGUA (que tiene que predecir efectos sobre terceros en la aprobación de títulos de concesión).

Todos los parámetros hidráulicos del acuífero se tienen que especificar dentro del modelo en sí, independientemente del SSD. Por ende, el módulo acuífero sobre todo contendrá pantallas de salida con las configuraciones del nivel estático, mapas de direcciones de flujo y balances. En el modo operador, éste debe especificar qué tipo de salida espera del Modflow, por ejemplo sería útil si se pueden delimitar ciertas áreas de interés (p.e. el área por debajo de la ciudad, la zona de mayor extracción, área de humedales, etc.) para las cuales se quiere saber el balance del acuífero con más detalle.

7.6.6 Extracción de Agua Subterránea

Una función central del SSD es la simulación de diferentes escenarios de extracción de agua subterránea y sus efectos sobre el acuífero. En cuestión de detalle, esto se tiene que llevar a cabo a nivel de pozo, ya que las decisiones de la CONAGUA en términos de reubicación o perforación serán principalmente a nivel de pozos individuales y los usuarios directos también estarán interesados en este nivel de detalle. Además, la principal fuente de datos de extracción es el REPDA, que contiene títulos individuales.

Debido a la importancia de la entrada de datos y los cálculos respectivos, se debe incluir un módulo extra para esto, donde se tiene que poder importar tablas enteras de datos del REPDA, pero también agregar pozos individualmente vía un clic sobre un mapa interactivo. Asimismo, el requerimiento principal al módulo de extracción es el de convertir datos del REPDA en el archivo.wel de entrada para Modflow. En términos de cálculos, la dificultad está en asignar diferentes pozos a celdas del modelo:

- Convirtiendo coordenadas en celdas
- Convirtiendo profundidades en capas
- Asignando la extracción a ciertas capas de acuerdo a la profundidad ranurada y la conductividad hidráulica de las capas penetradas.

Otro requerimiento para simular escenarios reales es que el SSD tiene que indicar cuándo se sequen pozos debido al abatimiento del acuífero, resultando en una disminución de la extracción y disponibilidad total el SSD tiene que calcular un tipo de extracción programada y real, una diferencia que formará parte del déficit entre demanda de agua y uso real.

Implementación de diferentes escenarios de asignación

En otros paquetes de software para gestión de la demanda de agua, se pueden plantear e implementar diferentes escenarios asignando prioridades a ciertos usos de agua (p.e. en WEAP21). De esta manera, el agua disponible se asignará primero p.e. para cubrir la demanda de agua potable con prioridad 1, luego a la industria, agricultura, etc. Para SLP se están discutiendo diferentes escenarios de asignación en el marco del nuevo reglamento, p.e. que la extracción del acuífero intermedio en medio poroso, el cual presenta la mejor calidad de agua, se declare como reserva para el abastecimiento de agua potable.

Sin embargo, la asignación de prioridades a ciertos usos en el módulo de demanda no sería factible para el SSD, ya que el uso ya está asociado a cada título/pozo en la estructura de datos del REPDA. Por ende, la asignación del agua subterránea probablemente se tendrá que manejar dentro del módulo de extracción usando el principio de ensayo y error en agregar/transferir pozos a ciertos usos con la retroalimentación de una pantalla que muestra en tabla la asignación total a todos los sectores.

7.6.7 Importación

Como se ve en el caso de SLP (se podría nombrar el Valle de México como otro ejemplo famoso), la importación de agua desde otra cuenca es una medida común para satisfacer la demanda de agua para grandes ciudades. Puede disminuir la presión sobre los acuíferos locales, frenar los efectos asociados a la explotación intensiva y permitir la continuidad del desarrollo y crecimiento. Sin embargo, hay que considerar sus altos costos económicos, ambientales y sociales, así como la falta de sustentabilidad en el enfoque. Otro efecto secundario es que pueden tener un efecto de posponer la adaptación de la sociedad a la escasez de agua (p.e. evitan que haya restricciones en el abastecimiento, que la gente empiece a ahorrar agua). De acuerdo al concepto del “tornillo de agua” de Ohlsson y Turton (2006), la adaptación causará costos más altos después.

El SSD debería incluir la importación de agua como fuente adicional, y calcular los costos y el consumo de energía asociados en función de la distancia y los requerimientos de bombeo en el trayecto. Combinando así los aspectos agua-energía, será posible analizar la sostenibilidad de la importación de agua en comparación con otras opciones de fuentes internas.

7.6.8 Módulos de Potabilización y Distribución

El tratamiento de agua para uso potable se hace en plantas de potabilización. El grado del tratamiento depende de la calidad de la fuente; en general de los mantos acuíferos se extrae agua de mejor calidad que el agua superficial. La importancia del proceso de potabilización para escenarios de gestión es que la capacidad de la infraestructura de potabilización puede ser una limitante para la disponibilidad de agua en el abastecimiento público-urbano. Esto ha sido el caso en SLP, siendo una de las razones para los excedentes abundantes que se tenían que verter de la presa San José. Por lo tanto, la capacidad de tratamiento así como los costos asociados se tendrían que considerar en un módulo de potabilización. El usuario debe ingresar una clase de calidad para cada tipo de fuente y la capacidad de tratamiento de las plantas existentes; y con esto, el módulo debe comparar la capacidad instalada con la requerida.

Para un módulo de distribución el factor más importante serán las pérdidas en la red de agua potable. Éstas representan fuertes pérdidas económicas para el organismo operador, y una transferencia neta de agua desde el acuífero profundo al somero: Se extrae agua de buena calidad desde el acuífero profundo, y parte de esta agua constituye la componente principal de recarga para el acuífero somero, donde se mezcla con agua de menor calidad. Por lo tanto, en el SSD debe existir como requerimiento mínimo la posibilidad de indicar diferentes porcentajes de pérdidas físicas por fugas para diferentes sectores de la red público-urbana de abastecimiento, ya sea si en función del tipo y edad de la tubería o basado en datos de distritos

hidrométricos. Estos porcentajes de pérdidas, se tienen que convertir en volumen, ya que el archivo.rech de Modflow requiere datos en m^3/m^2 por día. Por ende, el módulo de distribución tiene que calcular un balance de entradas y salidas para cada sector que declara el usuario (Figura 7-8), por ejemplo asignando todos los títulos de extracción con uso público-urbano a un sector al cual abastecen. De esta manera, con el módulo se podrán simular escenarios de extensión y modernización de la red.



Figura 7-8: Esquema del balance de agua en un sector de la red de agua potable

7.6.9 Demanda vs. Uso

El crecimiento poblacional y desarrollo socio-económico son los impulsos principales que rigen la extracción de agua subterránea. Un módulo de demanda necesita ser capaz de reflejar esto y extrapolar la demanda de agua de acuerdo a diferentes tasas de crecimiento poblacional e industrial. También debería permitir la simulación de distintas medidas de ahorro de agua, específicas para cada tipo de uso: Esto se puede relacionar a dispositivos ahorradores en las casas, reuso en la industria, o incrementos en la eficiencia de riego en el sector agrícola.

Se pueden distinguir dos conceptos diferentes: La **demand**a de agua es el volumen de agua que un cierto uso requiere para satisfacer sus necesidades. Está relacionado a la intensidad de la actividad (p.e. # de conexiones, ha regadas, # de industrias, etc) y una tasa por unidad (p.e. $\text{l}/\text{hab}/\text{d}$, $\text{m}^3/\text{producto}$, $\text{m}^3/\text{tonelada}$, etc.). La demanda no es igual a la extracción, debido a las pérdidas y la demanda no cubierta. Por el otro lado, el **uso** de agua se refiere al uso real de agua de un sector, quiere decir aquella parte de la demanda que se puede satisfacer con los recursos y la infraestructura disponibles. Ambos conceptos se tienen que calcular dentro de este módulo del SSD. Los factores que determinan la demanda de agua son muy distintos para diferentes tipos de uso de agua, de lo que se concluye que se deberían desarrollar sub-módulos.

En el uso público-urbano la demanda de agua depende principalmente de la población, la tasa de uso en $\text{m}^3/\text{hab}/\text{d}$ y la cobertura del abastecimiento en diferentes sitios de demanda. Estos últimos, a diferentes

niveles de detalle, pueden ser ciudades, áreas comerciales de un mismo sistema de abastecimiento o diferentes partes de una ciudad abastecidas por organismos operadores distintos. La cobertura de agua potable se tiene que indicar para cada año del escenario y para escenarios de ahorro se proporciona un “*calculador de ahorros*”. Para ello el usuario indica:

- Nombre de la medida de ahorro (p.e. retrete ahorrador)
- breve descripción
- l/d por conexión que se ahorren
- % de usuarios que participan aplicando la medida

Con estos valores el SSD calcula el nuevo vol/toma en m³/a:

$$Vol_{nuevo} = Vol_{orig} * 1000/365 * (100 - \%_{aplicación}) + [(Vol_{orig} - Vol_{ahorro}) * \%_{aplicación}] * 0.365$$

Dentro del sector industrial y los otros sectores auto-abastecidos de la ciudad, las variaciones en la demanda, tasa de uso, consumo y calidad de descargas (entre otros criterios) pueden ser enormes. Un aspecto importante para estos usos son los beneficios económicos (“\$ por gota”), que van a ser sustancialmente mayores a otros sectores. Un aspecto importante de los usos no-potables (como industria, servicios, agricultura) es que actividades distintas requieren calidades de agua distintas. Por lo tanto sería bueno si el SSD permitiera la asignación de diferentes fuentes de agua a ciertos sectores, de acuerdo a sus requerimientos de calidad. Ya que datos de la calidad de agua en las fuentes pueden ser escasos, aquí se puede trabajar de manera semi-cuantitativa, designando “clases” de calidad, p.e. de 1-5.

La demanda agrícola se debe calcular en función del clima, área de riego, tipo de tecnología de riego y tipo de cultivos (usando por ejemplo la formula en la Figura 7-10). Se requiere este detalle debido al hecho que los tomadores de decisiones en la gestión del agua tienden a atribuir a este sector un gran potencial de “liberar” agua incrementando la eficiencia del riego. Es importante evaluar los efectos reales de este enfoque, ya que una mayor eficiencia significa una disminución de la recarga inducida al acuífero. El submódulo de demanda agrícola tiene que permitir la simulación de uso conjunto de diferentes fuentes en el riego de un mismo sitio, ya que eso es el caso para el agua subterránea y agua residual en SLP (Capítulo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) y puede ser el caso para agua subterránea y superficial en otros sitios. También se tiene que considerar que la demanda de agua es estacional en este sector (Figura 7-9), por lo cual la demanda se tendrá que calcular mes por mes, para poder optimizar la asignación del agua entre diferentes usos. Por ejemplo el agua residual tratada que usa la agricultura en temporadas, puede estar disponible para la infiltración al acuífero en parte del año.

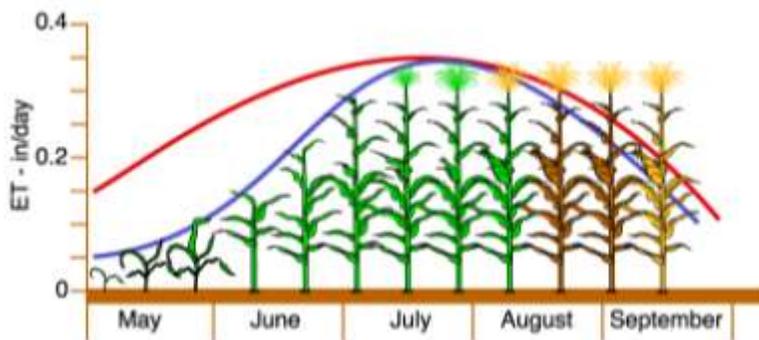


Figura 7-9: La demanda de agua de los cultivos depende de la EVT, la cual varía según diferentes etapas de crecimiento (Allen et al., 1998)

La demanda neta de riego para cada área en que se cultiva cierto tipo de cultivo (o más bien cierta rotación típica de una mezcla de cultivos) se calcula con el coeficiente mensual del cultivo (Fig 7-9), la evapotranspiración de referencia y la precipitación efectiva. Para la ET_0 / ET_{pot} se debe usar la fórmula de Penman-Monteith para ser compatible con el método de los coeficientes (Allen et al., 1998). La expresión $a \cdot prec + b$ en la fórmula abajo hacen referencia a la precipitación efectiva, para la cual la FAO sugiere un valor de 80%, pero se puede especificar mejor usando datos locales (si disponibles), por lo cual se sugiere el uso de estos coeficientes a y b , que podrá especificar el usuario o dejar un valor default. La eficiencia global del riego depende de la tecnología usada (riego rodado, por aspersión, etc). Aquí el operador del SSD podría especificar un conjunto de técnicas típicas para el área y sus eficiencias, y el usuario escoge de esta lista.

En resumen, se procede en dos pasos para calcular la demanda bruta anual de riego (m^3/a) para cada área agrícola:

1.) según la rotación y tec-riego del año en cuestión, se calcula para cada mes:

$$\left[(K_{\text{mens}} \cdot EVT_{\text{pot}}) - (a \cdot \text{prec} + b) \right] \cdot 100 / \text{efic. global}$$

\downarrow \downarrow \downarrow \downarrow \downarrow
 =f(rotación) =f(clima) =f(tecno. -riego) =f(clima) =f(tec-riego)

2.) (suma de los 12 meses) * hectáreas regadas * 10

Figura 7-10: Sugerencia para calcular los requerimientos anuales de riego (m^3/a) para diferentes áreas agrícolas

Como se ha visto en los volúmenes de extracción de cada sector, el uso agrícola no es el dominante y no influirá mucho sobre las decisiones de gestión en SLP. Sin embargo, el sector tiene muy poca tecnificación e información y el COTAS definitivamente podría ganar muchos usuarios apoyando a los agricultores. Para proporcionar este soporte a los agricultores, se podría acoplar una versión posterior del SSD al modelo “CropWat” de la Organización de la Agricultura y la Alimentación (FAO, Smith 1992) y usarlo para predecir la demanda de agua y programar y planear el riego.

7.6.10 Módulo de Alcantarillado y Saneamiento

Hay dos cuestiones de interés con respecto al sistema de alcantarillado dentro del SSD:

Capacidad: ¿La capacidad de la red de alcantarillado alcanza para transportar el agua residual que se produce (y el escurrimiento urbano)? ¿La capacidad y calidad del tratamiento es adecuado considerando la demanda de reuso? Esto está relacionado a inversiones, la cantidad del escurrimiento, existencia de red pluvial e impactos a cuerpos de agua superficial.

Interacción con el acuífero: El alcantarillado constituye una fuente potencial de agua de mala calidad que puede infiltrar al acuífero somero, donde existen fugas y el nivel acuífero se encuentra por debajo de la tubería. En el caso inverso, el agua subterránea puede entrar a la red, lo cual puede causar problemas a las PTAR's. En regiones como SLP, donde la precipitación es muy variable, es probable que haya fluctuaciones entre ambos procesos.

Siguiendo el enfoque GIAU, el módulo de saneamiento tiene que ser capaz de simular diferentes tipos de drenaje y tratamiento, así como escenarios donde éstos co-existen. Estas opciones incluyen: (i) la falta de saneamiento y descargas directas al suelo y cuerpos de agua, (ii) sistemas *in situ* de saneamiento y (iii)

sistemas de alcantarillado combinado y/o separado con y sin tratamiento. Se tienen que cuantificar las descargas al suelo, cuerpos de agua y PTAR's. La unidad de gestión apropiada pueden ser las cuencas sanitarias que corresponden a diferentes PTAR's (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) o simplemente áreas en las cuales prevalece un cierto tipo de saneamiento o donde las descargas acaban en el mismo cuerpo de agua. Habrá que establecer reglas topológicas entre estas áreas, los sitios de demanda y los datos climáticos, para poder cuantificar el volumen de descarga a la red. En función de las descargas y la capacidad de tratamiento, además se tiene que calcular la disponibilidad de agua tratada para reuso. Como se observa en el caso de SLP, el agua residual es un recurso valioso en climas secos, y aumenta mucho en valor con creciente escasez de agua.

7.6.11 Reuso de Agua

El agua residual constituye una fuente alternativa de agua segura y abundante en el entorno urbano, cuyo uso puede disminuir de forma significativa la presión sobre las fuentes primarias. Así, el agua residual de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí tradicionalmente se ha aprovechado para el riego agrícola (ve p.e. Cirelli 2004). El plan maestro de saneamiento y en este marco la construcción de plantas de tratamiento tiene como fin el cumplir con las normas vigentes, disminuir el impacto negativo al medio ambiente, y mitigar los riesgos a la salud de los mismos agricultores y los consumidores. Sin embargo, al mismo tiempo aumenta de forma considerable la competencia sobre el recurso, ya que mejorando su calidad puede ser aprovechado también en otros sectores. Por lo expuesto es importante que la gestión de los recursos de agua urbana también incluya a la gestión de su agua residual.

El SSD debe permitir al usuario que ajuste la oferta y demanda del agua residual y eficiente al máximo su aprovechamiento. Para ello, en el Módulo *Reuso* se lleva a cabo la asignación del agua tratada y no tratada a diferentes usos. Una pregunta es cual sector tiene prioridad en la asignación del recurso. Para resolverlo, el usuario tiene que establecer un orden de prelación (de 1 a 5, 5 significa mayor prioridad). Se calculan los volúmenes de reuso real ($gasto_R$) para cada aprovechamiento, dependiendo de la disponibilidad de agua residual (especificado en el módulo de saneamiento. Para la asignación adecuada según el orden de prelación establecido, se propone la fórmula siguiente:

$$gasto_R(calX, priorY) = gasto_P(calX, priorY) * \frac{\left[DispX - \sum_{N=priorY-1}^5 gastos_R(calX, priorN) \right] + \sum_{N=priorY+1}^4 (DispN - \sum gastos_R(calN))}{\sum gastos_P(calX, priorY)}$$

y

$$gasto_R(calX, priorY) \leq gasto_P(calX, priorY)$$

Donde:

- Gasto_R... volumen real de reuso [Hm³/a], tomando en cuenta la disponibilidad de agua residual de cierta calidad
- calX calidad de agua que pretende aprovechar este usuario y
- priorYrango de prelación del usuario y
- gasto_P... volumen programado de reuso [Hm³/a] (sin considerar la disponibilidad de agua residual
- DispX... disponibilidad [Hm³/a] de agua residual de la calidad X. En función de la capacidad de tratamiento en las PTAR.

Como se observa en la fórmula se trata de un cálculo iterativo. Se calculan los gastos reales empezando con los usuarios que requieren la más alta calidad y tienen mayor prioridad, y bajando sucesivamente. Si no se aprovecha toda el agua disponible con cierto nivel de tratamiento, éste va estar disponible para usos que requieren una menor calidad. Sin embargo, si se aumenta la capacidad de tratamiento avanzado, y si existen “reusuarios” para esta agua de buena calidad, automáticamente baja la disponibilidad del agua residual con menor o ningún tratamiento. Así se puede simular la alta competencia que ocurre en la realidad por el agua residual tratada.

8 DISCUSIÓN

Para evaluar el concepto desarrollado, se discutirán en seguida las ventajas y limitaciones que implica la propuesta presentada, así como algunos aspectos claves en el desarrollo de los SSD, como son la transparencia y comprensibilidad, y la transferibilidad a otros casos de estudio.

La manera en la cual el SSD proporciona apoyo en el proceso de decisión, es ilustrada en la Tabla 8-1. No obstante el hecho que se puede y debe utilizar como herramienta que facilite una toma de decisiones más transparente y participativa en la gestión de agua subterránea, hay que recordar que esto no será una garantía para ello. Si y hasta qué medida los actores locales usarán la herramienta para sobrepasar las restricciones que han impedido una gestión integrada, inter-institucional, participativa y adaptiva, depende de ellos mismos, así como de su aceptación de la herramienta propuesta. Todo esto se podrá evaluar en un paso posterior una vez que se haya desarrollado y alimentado con datos un prototipo. Estas evaluaciones y retroalimentaciones después serán muy importantes como retroalimentación sobre las limitaciones y errores del sistema y como lecciones aprendidas en su aplicación en otros estudios de caso.

Tabla 8-1: Comparación del Proceso de Decisión Ad Hoc y usando el SSD propuesto

Paso del Proceso de Decisión	Toma de Decisiones Ad Hoc (modificado de Linkov e al., 2006)	Soporte por el SSD
Generar y manejar información sobre el problema de gestión	Se genera información selecta para decisiones específicas, pero el acceso a ella es restringido; el uso/aprovecho que se saca de los datos que se generan en el trabajo operativo diario es muy reducido	Proporciona una plataforma para gestión conjunta de datos y información, facilita identificar huecos en la información y asignar responsabilidades, permite una actualización periódica
Definir problemas	Participación limitada, cooperación reducida entre tomadores de decisiones de diferentes campos	Demuestra la interdependencia entre diferentes componentes del ciclo de agua, facilita tanto una perspectiva integrada, como también la descomposición de problemas
Generar alternativas	alternativas se escogen por tomadores de decisiones aislados, normalmente en base de elecciones previas basados en expertos	Permite experimentar con diferentes alternativas, basadas en grupos de medidas de gestión
Formular criterios para evaluar alternativas, obtener información sobre la importancia de estos criterios	Los criterios en base los cuales se evalúan las alternativas a menudo no se definen de manera explícita, ni queda transparente la influencia de estos criterios en el proceso de decisión, en general predominan criterios económicos	Criterios explícitos, su importancia e impacto sobre la decisión es medible
Evaluar (<i>Score</i>) alternativas con respecto a criterios de decisión	Falta de transparencia, falta de conocimiento sobre el impacto que diferentes alternativas de desarrollo puedan tener sobre el acuífero	Basado en un modelo numérico de acuífero, en ecuaciones y conocimientos de expertos; suposiciones son transparentes
Clasificar/escoger alternativas	Alternativas se suelen escoger basado en pesos implícitos de manera poco transparente	Alternativas se clasifican mediante algoritmos sistemáticos, bien definidos, usando criterios y pesos

8.1 Usabilidad

La “usabilidad” de una herramienta se puede definir “como la medida en la cual puede ser usado por usuarios específicos para conseguir objetivos específicos con efectividad, eficiencia y satisfacción [...]” (Floría-Cortés 2000). Es muy importante por ejemplo en cuanto a la generación de escenarios, en donde se tiene que encontrar un compromiso entre las opciones disponibles y la facilidad con que se puede crear un nuevo escenario.

El SSD conceptualizado constituye una plataforma que junta una gran cantidad de datos de los diferentes campos de la gestión de agua que tradicionalmente se han tratado de forma separada (agua superficial, subterránea, residual, etc.). Esto implica un gran esfuerzo inicial de recolección de datos y requiere por lo tanto el compromiso de varias dependencias y actores, así como un trabajo fuerte de coordinación para el operador en la elaboración del escenario default.

Sin embargo, una vez hecho este esfuerzo inicial, los usuarios tendrán un mejor acceso a una gran cantidad de datos. Al mismo tiempo, el esfuerzo para elaborar escenarios específicos de gestión es mucho más bajo, ya que el usuario solamente tiene que ingresar datos de aquellos componentes de gestión que quiere modificar. La usabilidad de este concepto se tiene que evaluar en el momento que se ha desarrollado un prototipo y se empieza la alimentación del sistema con datos reales y en base de esto, la generación de escenarios.

8.2 Comprensibilidad y Transparencia

La comprensibilidad de un SSD es un factor clave para evaluar en qué medida la herramienta realmente puede apoyar al usuario. En el diseño del SSD, se ha hecho gran énfasis en representar el problema de la gestión de agua en su conjunto, para visualizar sus diferentes componentes y sus interrelaciones, y así aclarar la necesidad de una gestión integrada. Sin embargo, obviamente esto resulta en un sistema complejo, el cual se intentó de descomponer otra vez en sub-sistemas (módulos). Estos se podrán “atacar” uno por uno, sin perder de vista la visión integrada. Para que resulte una herramienta comprensible, las pantallas del SSD deben incluir de la mayor medida posible textos explicativos que llevan al usuario de la mano en la generación de escenarios, así como graficas y diagramas que facilitan la comprensión.

En cuanto a la transparencia, en comparación con la toma de decisión “tradicional”, ésta se debe ver aumentado por la integración de datos y la accesibilidad a ellos. A parte de la accesibilidad tal cual, se puede añadir la función del SSD como pre-procesador, e de estructurar e interpretar los datos, lo cual ilustra por ejemplo el simple caso del REPDA. A pesar de tratarse de una base pública de datos con muchas deficiencias, sí se puede extraer de ella mucha información sobre el uso del agua por sectores y ramas, así como sobre las tendencias en el tiempo.

La transparencia de la herramienta aumentará si el sistema en cada entrada de datos solicita del usuario la fuente y clase de confiabilidad del dato, lo cual aportará información sobre los huecos en información confiable, y la incertidumbre implicada en los cálculos y resultados.

8.3 Transferibilidad

El SSD está conceptualizado como una herramienta genérica, que se podrá aplicar en un alto número de casos de gestión de acuíferos en México. Las cuestiones clave en cuanto a la transferibilidad del enfoque diseñado son dos:

- ¿El caso de San Luis Potosí es representativo para el marco mexicano?

➤ ¿Que son las limitaciones en cuanto a su transferibilidad?

El acuífero Valle de San Luis Potosí se escogió como estudio caso porque representa uno de los casos típicos de gestión de agua subterránea, en el sentido que presenta una serie de problemas complejos que reaparecen – ya sea en conjunto o de manera más aislada – en un gran número de importantes acuíferos en México:

Acuífero urbano

El acuífero del valle de SLP es un acuífero urbano en el sentido que (i) la mayor parte de la extracción es para el uso público-urbano, (ii) físicamente una superficie importante del acuífero se ubica debajo de la ciudad y ésta afecta recarga y calidad, y (iii) la ciudad constituye el factor socio-político más influyente en cuanto a las políticas de aprovechamiento y marca la prioridad de uso (COLSAN 2005). Éstos puntos, o algunos de ellos, se cumplen en un alto número de acuíferos bajo explotación intensiva que subyacen y abastecen a ciudades importantes como la Cd. de México, Toluca, Querétaro, Aguascalientes, Monterrey, Durango, León, Salamanca, Pachuca, y muchas más. La mayoría de ellas comparte con SLP otras problemas como un alto crecimiento, competencia con otros sectores por el agua, expansión de la ciudad sobre zonas de recarga, y contaminación. Constituyen polos de desarrollo importantísimos para el país y su abastecimiento de agua es un factor económico clave en el presente y el futuro.

Hidrogeología

En cuanto a su geología y hidrogeología el acuífero de SLP comparte muchas características con un amplio número de acuíferos. El marco general de un valle rellenado de sedimentos que proceden de origen lacustre y de las montañas (de origen volcánico) circundantes que constituyen importantes zonas de recarga, es típico para el centro de México. Además, el SSD se diseñó pensando en un sistema acuífero multi-capas (como también es el caso del Valle de México, Toluca, Comarca Lagunera, etc), pero también se puede aplicar a un solo acuífero.

Usos y Reuso del agua

Se consideran en el SSD todos los usos importantes del agua subterránea en México a un nivel de detalle que permite generar escenarios de desarrollo de estos sectores, así como de ahorro. Aún si el foco está en el uso público-urbano, el SSD también es aplicable en acuíferos donde sí existen ciudades pero el uso principal del agua es p.e. agrícola.

Con respecto al reuso del agua, cabe reiterar que el aprovechamiento de las descargas urbanas en la agricultura – como ocurre en SLP – es común en México (Tabla 8-2). Además, el nivel de tratamiento del agua residual en San Luis Potosí es muy alto, y se observa de manera incipiente una competencia por el líquido tratado. Con esto, el estudio de caso marca la tendencia en algunas ciudades mexicanas, donde con la construcción de PTAR y con la alta demanda de agua en general, crece el interés en reusar el agua tratada para usos diferentes.

Escurrimiento Urbano

En la mayoría de las ciudades mexicanas prevalece un régimen climático de periodos con lluvias torrenciales; sin embargo predomina el drenaje mixto del agua residual y pluvial. Los problemas resultantes para la infraestructura de drenaje y saneamiento y las inundaciones como en San Luis Potosí, son un problema típico, p.e. en Toluca, León, Querétaro, Ciudad de México, entre muchas otras ciudades. Por lo tanto, la opción de simular diferentes tipos de drenaje y saneamiento se consideran de gran utilidad y transferibilidad.

Tabla 8-2: Ciudades mexicanas cuyas descargas de agua residual se aprovechan en la agricultura (Jiménez 1996)

ESTADO	CIUDADES
Aguascalientes	Aguascalientes(1)
Baja California	Ensenada (1) y Mexicali
Baja California Sur	La Paz(1)
Chihuahua	Cd. Juárez, Chihuahua(1), Delicias e H. del Parral
Coahuila	Monclova, Nueva Rosita, Piedras Negras, Saltillo y Torreón (1)
Colima	Colima
Distrito Federal	Distrito Federal (1)
Durango	Durango
Guanajuato	Irapuato (1), León y Salamanca (1)
Guerrero	Chilpancingo, Iguala
Hidalgo	Pachuca y Tula
Estado de México	Toluca
Michoacán	Morelia, Uruapan y Zamora
Morelos	Cuautla (1)
Nuevo León	Monterrey (1)
Oaxaca	Juchitán de Zamora y Oaxaca (1)
Puebla	Atlixco, Izúcar de Matamoros, Puebla, San Martín Texmelucan y Tehuacán
Querétaro	Querétaro
San Luis Potosí	Matehuala, San Luis Potosí
Sinaloa	Culiacán, Guasave (1), Mazatlán (1)
Sonora	Cd. Obregón, Navojoa, Nogales (1), San Luis Río Colorado
Tamaulipas	Cd. Victoria y Nuevo Laredo
Tlaxcala	Apizaco (1) y Tlaxcala (1)
Veracruz	Córdoba, Jalapa (1) y Orizaba (1)
Zacatecas	Fresnillo y Zacatecas (1)
(1) Con infraestructura de tratamiento	

COTAS

Se conceptualiza el SSD como una herramienta que se pretende entregar y operar principalmente por los COTAS y que puede constituir para estas organizaciones de usuario una plataforma tanto para elaborar estudios propios como para entregar servicios a otras instituciones. En el país existen actualmente 76 COTAS (CONAGUA 2007), y el número va creciendo. Aún si no todos han alcanzado la madurez y operatividad del COTAS en SLP, se considera que se cuenta con una amplia base de potenciales usuarios futuros. Una vez que se cuenta con la aplicación del SSD por el COTAS en SLP, este debería estar suficientemente capacitado para por su cuenta difundir el uso de la herramienta. Una ventaja en este sentido es además que no se requiere la adquisición de licencias de software comercial para la operación del SSD.

En cuanto a su difusión en otras regiones, la interfaz del SSD en español constituirá una gran ventaja para aplicaciones por usuarios de otros países de Centro- y Suramérica.

Limitaciones:

Naturalmente existen limitaciones en la aplicabilidad del SSD para la gestión de agua subterránea en México. Como ya se ha dicho varias veces, el focus está sobre los acuíferos, la herramienta no resultará práctica en casos donde predomina mucho el uso de agua superficial. El SSD se conceptualizó para casos

con una “economía de agua madura” que enfrenta limitaciones en la disponibilidad del recurso agua y donde este recurso se aprovecha de manera intensiva. No se pensó en ambientes meramente rurales, donde las prioridades son otras, (encontrar mejores opciones para exploración/ soluciones económicas para el saneamiento, salud y agua, etc). Otros casos en los cuales el SSD no será de gran utilidad son aquellos que se concentran en la protección de ecosistemas y del medio ambiente, ya que el enfoque se centra en el abastecimiento. En cuanto a ambientes físicos, el SSD en su forma actual será de poca utilidad en regiones costeras, ya que Modflow no permite la modelación de la intrusión salina.

8.4 Ventajas del Análisis Multi-Criterio vs. Optimización Multi-objetivo

La gestión del agua o de los recursos naturales en general implica decisiones que tienen que tomar en cuenta tanto a conocimientos científicos de diferentes disciplinas como también otros tipos de información de muchos actores diversos con diferentes prioridades y objetivos. Se ha constatado que no existe una única solución óptima para la mayoría de estos problemas, sino más bien se trata de un proceso de compensación entre diferentes objetivos competitivos. Eso se ataca típicamente mediante dos herramientas diferentes: AMC y la Optimización Multi-objetivo. Ambos ayudan a encontrar soluciones no-dominadas. Por eso, aquí brevemente se explicará porqué para el presente caso se considera preferible aplicar AMC en lugar de procesos de optimización.

Primero, el SSD trabajará con un número finito de escenarios diseñados por los usuarios de acuerdo a situaciones de decisión y proyectos reales. AMC trabaja con conjuntos finitos y valores discretos, mientras en la optimización se busca el conjunto de soluciones pareto-óptimas de un conjunto infinito de posibilidades.

Segundo, las decisiones de gestión típicamente se basarán en una gran variedad de información, tanto cualitativa como cuantitativa: modelación y monitoreo, evaluaciones de impacto, análisis costo-beneficio, pero también restricciones socio-políticas y las preferencias de los usuarios. Para organizar y evaluar las alternativas contra estos objetivos múltiples, se tienen que combinar medidas objetivas y subjetivas de evaluación. Se considera muy difícil que la complejidad descrita arriba se pueda capturar mediante ecuaciones puramente matemáticas, considerando p.e. que algunas restricciones políticas no se mencionan de forma abierta en las discusiones entre los partidos involucrados (ni con el desarrollador del software).

La evaluación de los criterios además será diferente en diferentes situaciones de decisión, dependiendo de varias presiones (políticas, económicas, sociales) y aún del tipo de personalidad del TD (Paranagama et al, 1998). Los objetivos de la gestión pueden ser muy claros, pero pueden variar con nuevos datos o desarrollos que surjan. Considerando esto, el trabajo con optimización multi-objetivo requeriría una adaptación constante de las funciones objetivo, mientras en el Índice de Análisis Multi-Criterio descrito simplemente se agregarían/quitarían criterios del catálogo.

Por el otro lado, el AMC proporciona soporte no solamente en el último paso del proceso de decisión (la selección), sino también en la estructuración y el análisis del problema. Una ventaja importante de las herramientas AMC está en la transparencia de la toma de decisión: Aún si las funciones de preferencia y los pesos pueden ser subjetivos y probablemente diferirán para distintos usuarios, se guardan y reportan en el proceso. De esta manera se puede hacer un análisis de sensibilidad usando diferentes pesos para los criterios, lo cual ayuda a aclarar la influencia de las preferencias del TD y a hacer todavía más explícitas las fortalezas y debilidades de cada alternativa. Asimismo, una de las ventajas del enfoque AMC para la toma de decisiones en grupo es su capacidad de atraer la atención a las similitudes o áreas potenciales de conflictos entre usuarios, resultando en un entendimiento mejor de los opiniones de los demás.

Para sintetizar las ventajas de las técnicas AMC en general para el presente caso, se puede resumir (basado en Sieker et al., 2006):

- Permiten ordenar escenarios de acuerdo a las preferencias de los TD's, combinando evaluaciones cuantitativas y cualitativas de objetivos competitivos
- Presentan y documentan de manera transparente el proceso de toma de decisión, lo cual proporciona resultados defendibles
- Permiten un análisis de sensibilidad que apoya al entendimiento de los problemas "trade-off" y ayudan a la discusión.

La propuesta específica que se presentó (la combinación del algoritmo SAW con un catálogo de criterios, y una jerarquización en criterios y objetivos), tiene varias ventajas: Como implica su nombre, el método SAW (Simple Additive Weighting) es bastante sencillo, lo cual para los usuarios les facilita entender el proceso y confiar en el resultado. Sin embargo, el algoritmo no tiene el problema del método SAR, en el cual se pierde mucha información sobre el grado en que difieren las alternativas en cada criterio. Del Proceso de Hierarquización Analítica (AHP) se retomó la manera de jerarquizar objetivos y criterios y asignar los pesos de acuerdo a diferentes niveles. Se descartó la opción de usar el método AHP en su totalidad, por falta de aplicabilidad¹. Lo mismo fue cierto para el algoritmo Promethee, porque la salida del resultado como flujos agregados se juzgó como una desventaja, ya que es menos transparente y no permite la evaluación de las fuerzas y debilidades individuales de cada alternativa.

8.5 Ventajas del enfoque de coeficientes

La estimación de la recarga natural es altamente complicada en regiones áridas. Dentro del área de estudio existen además factores adicionales que indican que los coeficientes de recarga deben ser bastante bajos, considerando que la EVT excede por mucho la precipitación efectiva, la infiltración en los suelos del valle es limitada, la vegetación en las áreas de montaña está degradada e importantes extensiones del suelo están selladas o degradadas. Además la distribución tanto de la recarga como del escurrimiento superficial es muy variable en espacio y tiempo y no existen datos realmente confiables.

En el caso de SLP se ha visto que existe un gran incertidumbre en la estimación de la recarga, por lo cual una herramienta de soporte debería incluir alguna forma para mejorar esta estimación. Sin embargo, existe una gran variedad de técnicas, las cuales son específicas para diferentes entornos, disponibilidad de datos, etc. Por ejemplo, las estimaciones de recarga en SLP se han basado principalmente en el balance del acuífero o se han derivado de datos hidrogeoquímicos o isotópicos (Cardona 2003, Martínez-Hernández 2008, Carrillo-Rivera et al. 1992). Para una herramienta genérica, entonces se requiere un enfoque flexible que permite usar datos obtenidos con diferentes técnicas y diferenciar entre procesos y áreas distintas. Por esto se puso énfasis en separar explícitamente las diferentes componentes de recarga y se decidió trabajar con coeficientes de recarga. Aun siendo un enfoque muy simple, se juzga que tiene las siguientes ventajas:

- La posibilidad de aplicar diferentes técnicas para su estimación, los datos simplemente se traducen en una relación entre lluvia y recarga
- Permitir un máximo de flexibilidad en la diferenciación espacial (dependiendo de los datos disponibles).
- Ligar las estimaciones de recarga a variables físicas de cambio en la cuenca, sobre todo al uso de suelo

¹ El proceso AMC en el SSD empieza con una matriz de análisis (**Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), conteniendo el desempeño directo de cada alternativa con respecto a cada criterio. Esto se basa en los ingresos de datos, cálculos y modelaciones en los diferentes módulos y pantallas durante el proceso de generación de un escenario. Por ende, la comparación por pares para las alternativas, como lo aplica el AHP, no es factible.

El último punto es sumamente importante, ya que la idea del SSD es evaluar de diferentes escenarios de desarrollo sobre el acuífero. Este impacto se manifiesta de múltiples formas sobre las diferentes componentes de recarga (p.e. un escenario agrícola sobre el retorno, la reparación de redes sobre la componente urbana, la de-(o re-)forestación en las sierras), por lo cual para realmente ver los efectos, requiere una alta diferenciación.

Al mismo tiempo se requiere la funcionalidad de trabajar con pocos datos o estimaciones en caso que no existe mucha información. En este caso, la técnica propuesta de separación de las componentes de recarga y el uso de coeficientes que dependen de los procesos físicos que originan estas componentes deja mucho espacio para mejoramiento y adaptaciones de las estimaciones en el momento que se encuentran disponibles más datos. El módulo de recarga del SSD de esta manera también será un pre-procesador excelente para la calibración del modelo numérico usando diferentes coeficientes de recarga.

Lo dicho aquí también aplica para el módulo de agua superficial, en la estimación de la disponibilidad de agua para las presas o en el drenaje pluvial: Los coeficientes de escurrimiento están ligados a diferentes coberturas de suelo, y en caso que existan balances hidrológicos o mediciones más detalladas para cuencas singulares, estos datos se pueden traducir muy fácilmente en un coeficiente para ingresarlo al sistema.

8.6 Modflow como herramienta de gestión

En la descripción del módulo “acuífero” se explicó la función del SSD como post-procesador para Modflow 2000, con salidas gráficas de niveles, direcciones de flujo, así como balances. Sin embargo, existen ya varios post-procesadores gratuitos para Modflow (como p.e. PMWin, ModChart, ModelViewer). El fuerte del SSD se basa más en su función como pre-procesador, que permite la entrada y modificación guiada de datos de recarga y extracción. Esto facilita el uso del modelo numérico al no-modelador y no experto hidrogeólogo y así permite al tomador de decisiones de integrar el modelo como una base científica y herramienta práctica en su trabajo de gestión.

8.7 Limitaciones

Aquí se mencionan algunas limitaciones inherentes en la propuesta actual para el SSD. Sin embargo, como ya se indicó varias veces, el desarrollo será un proceso incremental. Por lo tanto estas limitaciones, en vez de ser absolutas, más bien constituyen algunas de las opciones de desarrollo para una versión más avanzada que el primer prototipo.

Modelos:

En cuanto al uso de Modflow 2000 como modelo numérico, se considera la opción más simple, y se han mencionado las múltiples ventajas de este programa para el presente caso en el párrafo; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Sin embargo, hay que mencionar que en algunos aspectos la elección de este programa podría considerar una limitación. Por ejemplo, para evaluar el impacto local de (campos de) pozos de extracción o proyectos de recarga artificial, la malla rectangular que utiliza Modflow no es muy práctica comparado con una malla triangular que utiliza p.e. el programa FeFlow, y que permite una mejor discretización con menos requerimiento de espacio. Sin embargo es importante mencionar que el desarrollo de paquetes adicionales para el Modflow en los últimos años ha sido muy rápido, resultando en un incremento constante de las funcionalidades y la usabilidad.

El uso de otros modelos por el momento no se consideró necesario, pero para evaluaciones detalladas de las fuentes superficiales de agua, del escurrimiento, del uso agrícola entre otros, posiblemente en un futuro se detectarán limitaciones y se tendrán que acoplar más modelos.

Tiempo de Simulación

Para facilitar la interacción con Modflow en esta primera fase, se opta por dejar el tiempo de simulación fijo, de 20 años. Esto se puede adaptar más tarde, solamente contemplando la adaptación (extrapolación) automática de las tablas de datos y el archivo .dis de Modflow al horizonte que escoja el usuario. Una opción muy simple para contemplar el impacto de las medidas de gestión sobre acuífero al largo plazo sería la extrapolación de los datos (en los archivos .rec, .wel, .evt, .etc) del año 20 para 20 periodos de estrés adicionales, crear una copia correspondiente del modelo, y correr las 2 copias del modelo después de haber terminado la edición de un escenario. Sin embargo, el enfoque en sí constituye una limitación, ya que el modelo del acuífero se tiene que adaptar al SSD, y no al revés.

En aplicaciones donde el agua superficial tiene un mayor peso en la gestión y se cuenta con mediciones o modelos para evaluar la respuesta hidrológica de las cuencas, se puede considerar importante usar un paso diario en los cálculos relacionado con el agua superficial, por ejemplo para simular bien la operación de las presas. Dado que en el método propuesto no se puede considerar el tiempo de concentración para el escurrimiento de las cuencas, se trabajaría con datos mensuales. Sin embargo, esto resultará en la subestimación de posibles excedentes en las presas, ya que la lleva implícita la suposición que la precipitación se distribuye homogéneamente durante un mes, lo cual estrictamente no es el caso en regiones semi-áridas. Para reproducir valores más reales, en versiones más avanzadas del SSD se debe considerar un balance al menos a nivel diario.

Además, una mejor resolución temporal (meses) sería indicado en las salidas tanto para demanda de agua para uso agrícola, como para evaluar los cambios en los niveles del acuífero somero.

Calidad del Agua

Por el momento no se incorporó de manera detallada la calidad de agua como factor de gestión en el SSD, una limitación importante en comparación de otras aplicaciones como el UVQ o Hydroplanner. El concepto incluye la asignación semi-cuantitativa (p.e. en una escala de 1-5) de clases de calidad tanto a las fuentes de agua como a las descargas de diferentes tipos de usuarios, y dentro del módulo de reuso. Sin embargo, no se considera de ninguna forma el impacto que puede tener la ciudad y la agricultura sobre la calidad de las fuentes de agua. La calidad del agua para abastecimiento, la calidad de los flujos de retorno al acuífero, la distribución de algunos parámetros clave en el acuífero somero, y la calidad de los descargas urbanas al medio ambiente y para recarga artificial solo son algunos de los aspectos importantísimos en la gestión del agua urbana que hasta ahora no se han incluido de forma detallada, ya que maneja los procesos y flujos desde un punto de vista meramente cuantitativo.

Un primer “*add on*” para incluir la dimensión de calidad de agua podría ser bastante simple, asociando ciertas concentraciones de contaminantes indicadores a los flujos específicos en el ciclo de agua, y así obteniendo el balance de masas de los contaminantes adicional al balance de masas del agua (enfoque p.e. en UVQ). Se podría utilizar el paquete MODPATH de Modflow para tener una primera aproximación de la posible trayectoria de los contaminantes hacia pozos de agua potable, etc. Para ello, se necesitan elaborar mejores pantallas de salida para los datos de Modflow. Un paso posterior podría incluir modelos químicos de la atenuación de ciertos contaminantes dentro del suelo y en la zona vadosa.

Gestión Integrada de Agua

Hasta este punto el SSD conceptualizado incluye solamente el balance de agua de por sí, o sea la dimensión física. Para evaluar diferentes alternativas de gestión de agua de una manera integrada, falta incluir muchos factores económicos, sociales y ambientales. Se considera, que estas dimensiones se pueden añadir de manera incremental y sin mayores complicaciones a la versión existente del SSD, agregando 3 módulos sobre la pantalla del Ciclo de Agua (Nivel II), que permiten la entrada de datos y

generan indicadores que luego se añaden a la lista de indicadores.

Dimensión Económica: La agregación posterior de un módulo de costos no debe constituir un problema, el paso básico para ello es el de pedir al usuario los costos asociados a cada medida de gestión (importación, pozos adicionales, nueva PTAR, etc) en los módulos respectivos. Funciones importantes que deben estar incluidos en un módulo de costos, son p.e. el costo de bombeo en función de la profundidad del nivel acuífero, costo del agua importada en función de la distancia y diferencia de altitudes, la relación entre costos, tarifas y demanda de agua, entre otros. Además de los costos directos de cada alternativa de abastecimiento y saneamiento, hay que considerar las externalidades.

Balance Energético: El vínculo entre agua y energía ha ganado más y más importancia en los últimos años, ya que frente al cambio climático queda claro que no solamente la disponibilidad de diferentes alternativas de fuentes de abastecimiento se debe tomar en cuenta, si no también su “costo” en términos de energía y por ende en emisiones de CO₂. Eso empeña un papel importante sobre todo en escenarios que consideran la extracción desde mayores profundidades del subsuelo, fuentes externas (trasvases) y diferentes alternativas de tratamiento del agua residual. Por ende, queda la tarea de desarrollar indicadores que estiman el consumo específico de energía para cada escenario de gestión. Habrá que considerar sobre todo lo siguiente:

- gasto energético en importaciones de agua, dependiendo de la diferencia en cotas topográficas (alred. de 98kJ/m³ por 10m de altura), y la eficiencia del sistema trasvase
- energía hidro-eléctrica generada
- gasto de energía por bombeo de agua subterránea, dependiendo de la profundidad del pozo y la eficiencia hidro-eléctrica del pozo
- gasto de energía por m³ de agua tratada para cada paso de tratamiento de agua residual

Ecosistemas dependientes: En regiones donde siguen existiendo ecosistemas terrestres y/o acuáticos que dependen del nivel freático y las descargas naturales del acuífero, es importante determinar los niveles “threshold” a partir de los cuales se afectan estos ecosistemas. En caso de los ríos, eso queda ya parcialmente incluido en los gastos ecológicos que se tienen que garantizar como salida de cada presa.

Contaminación: Aquí se puede tratar tanto de niveles de carga de contaminantes como de las concentraciones reales esperadas en los cuerpos de agua (ve consideraciones sobre la calidad de agua).

Dimensión Social: Se requiere el desarrollo de indicadores específicos que permitan la integración de la dimensión social a una evaluación y comparación integrada de diferentes escenarios de gestión de agua. Estos son altamente vinculados de un lado a los conflictos sociales inherentes en cada esquema de extracción y asignación, como al factor agua en el combate de la pobreza y desigualdad. Algunos indicadores podrían ser por ejemplo:

- Con respecto a presas, el # de personas desplazadas y ha de tierra agrícola ocupadas por la obra.
- En el caso de los trasvases también debe incluir a la disponibilidad de agua en la cuenca de origen, la cual da indicio sobre la presión ya existente sobre el recurso y posibles alternativas de abastecimiento de la población nativa, como importantes indicadores de conflictos potenciales.
- Dentro del uso público-urbano del agua influye mucho la cobertura del servicio de agua potable y las tarifas (max y min, para poder evaluar la equidad) sobre todo domésticas para el servicio.
- En términos de la asignación del agua extraída, la evaluación de las transferencias de agua entre diferentes sectores puede dar un indicio sobre la rapidez del cambio social que implica.
- El riesgo de inundaciones (en función del uso de suelo y la capacidad de la red de agua pluvial) es importante tanto dentro de la dimensión social como económica.
- El uso agrícola no se podrá evaluar solamente mediante el rendimiento de los cultivos. Sobre todo a la

discusión sobre la soberanía alimenticia y los efectos adversos del enfoque a la producción de “*cash crops*”, se podría incluir algún factor “bonus” para cultivos de subsistencia y producción para el mercado local y nacional.

El objetivo del futuro desarrollo incremental del SSD debe ser el de llegar a una evaluación integrada con indicadores diversos, donde las diferentes dimensiones tienen un peso similar en los indicadores que se usan para tomar la decisión (Figura 8-1).

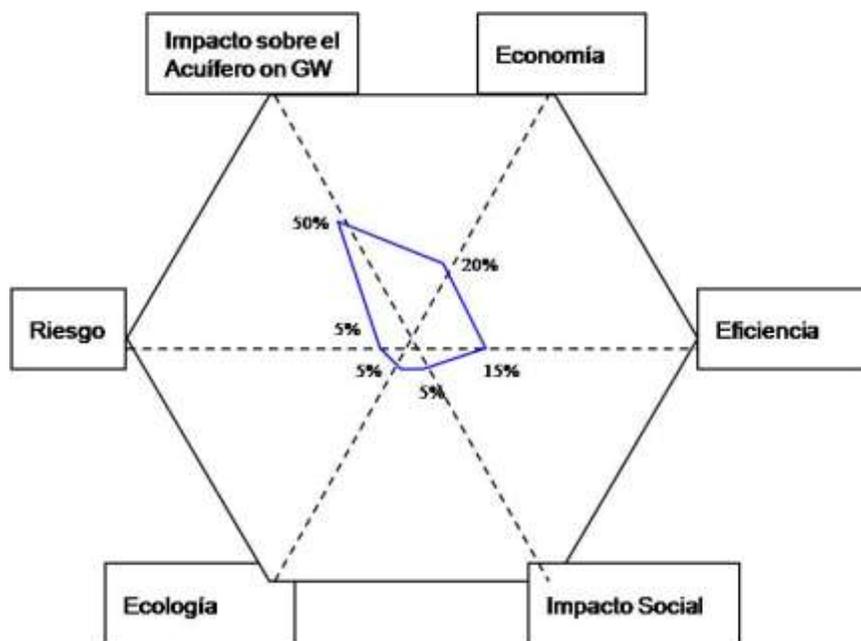


Figura 8-1: Dimensiones en la gestión integrada del agua (elaboración propia)

Control de Calidad

En el concepto no se detallaron mecanismos de alerta/evaluación, que proporcionen una retroalimentación para el usuario sobre la calidad de datos que ingresó o sobre la coherencia de los escenarios. Éstos, en un primer paso podrían ser funciones de alerta en caso de datos inconsistentes (p.e. fuera de algún rango probable), o en general la especificación obligatoria de la fuente cuando el usuario ingrese datos. Para versiones más avanzadas del SSD se debe pensar en una manera sistemática de poder evaluar la calidad de los escenarios elaborados.

También falta un mecanismo de generador de reportes de los escenarios elaborados, que contengan los datos, supuestos y resultados más relevantes en forma para imprimir.

9 CONCLUSIONES

9.1 Conclusiones del Estudio de Caso

La extracción de requerimientos (requirement elicitation) a partir del caso de SLP reveló fuertes necesidades de soporte, las cuales han sido concretizadas en *queries* (variables de cambio que debe poder manejar el SSD) que determinan las funcionalidades requeridos del SSD.

Necesidad y factibilidad de un SSD

Con el análisis del caso de estudio se comprobó la necesidad de apoyo en la gestión de agua y la factibilidad de un Sistema de Soporte de Decisiones. Los indicadores para esto incluyen la falta de transparencia, cooperación y planeación conjunta que se reportó por varios actores, así como las evidentes ineficiencias en la asignación del agua (p.e. desperdicio de agua pluvial y superficial). Se demostró que en la práctica a menudo se siguen atacando problemas operativas o de gestión con soluciones parciales, aún si prometedoras. Estas soluciones – como p.e. el manejo de la recarga, una nueva cultura del agua, reclamación y reuso del agua – se requieren ubicar en un marco de planeación integrado. Como respuesta a esto, el SSD propuesto combina a los siguientes aspectos que tradicionalmente han sido estudiados y gestionados de manera separada:

- el ciclo natural y antropogénico del agua
- el conjunto de fuentes superficiales y subterráneas de agua, así como fuentes alternativas (escurrimiento urbano, agua residual)
- medidas de gestión de disponibilidad y demanda
- La modelación de la demanda y el uso de agua en los diferentes sectores de la sociedad (agua potable, industria, agricultura de riego), suficientemente detallada para captar las dinámicas que caracterizan cada uso y generar escenarios a partir de variables de gestión.

Disponibilidad de Cooperación

Un factor positivo para una aplicación de un SSD en San Luis Potosí ha sido la buena disposición de las instituciones y usuarios. Se encontró con un COTAS bien constituido con alta disposición de asumir su tarea en la gestión y planeación local con respecto al acuífero. Aún si es imposible de extrapolar de este caso y incluso queda de esperar los resultados concretos de la cooperación, hasta ahora esta alta disposición ha respaldado la idea de los COTAS como propietarios e importantes usuarios del SSD.

Particularidades del Caso Mexicano

El caso de SLP y los casos mexicanos en general presentan algunas particularidades, que dificultaron la búsqueda de un SSD ya existente que se pueda aplicar y que cumpla con estos requerimientos específicos:

La disponibilidad de datos locales constituye una limitante importante, particularmente con respecto a los datos sobre el agua superficial y datos de la recarga. En cuanto a esta variabilidad en los datos disponibles se requieren enfoques flexibles que permiten tanto el uso de datos muy detallados como de generalizaciones. La recomendación en este aspecto ha sido la de trabajar con coeficientes (de recarga, escurrimiento, etc) que son flexibles y adaptables en cuanto a su detalle en espacio y tiempo. El clima árido y la predominancia del agua subterránea descartó algunos de las herramientas existentes de GIRH. En cuanto al agua subterránea una característica particular en la estructura de datos es el Registro Público de Derechos de Agua. Siendo este la fuente más fácil de datos sobre las extracciones de agua, era factible que se diseñe un sistema que pueda trabajar directamente con estos datos, a nivel de títulos y pozos. El

sistema además tenía que ser capaz de asignar fuentes de diferente calidad de agua, sin que existe muchos datos al respecto. El reuso del agua residual en la agricultura periurbana constituye otra particularidad del caso mexicano, ya que no es típico en los países donde mayormente se han desarrollado SSD para gestión de agua.

Por estas y otros factores, y también como conclusión de la revisión de las herramientas SSD existentes, se juzgó necesario el desarrollo de un propio SSD adaptado a los requerimientos específicos de soporte identificados en la tesis.

9.2 Conclusiones de la Revisión bibliográfica

La revisión demostró que a nivel mundial existe una gran variedad de herramientas de soporte de decisiones que han sido aplicadas con éxito en la gestión integrada del agua, lo cual comprueba que estas herramientas pueden ser un instrumento eficaz para mejorar la práctica de gestión y planeación en el sector. A pesar de la relativa abundancia de herramientas avanzadas, se optó en desarrollar un SSD nuevo.

Se encontró el marco teórico adecuado en la gestión integrada de agua urbana (GIAU). El reto y al mismo tiempo la contribución es la integración del marco GIAU (con su habilidad de modelar los componentes del ciclo del agua urbano y sus interacciones de forma detallada) dentro del ciclo del agua regional al nivel de cuenca. Así, la modelación de la disponibilidad del recurso natural junto con la simulación detallada de las presiones antropogénicos proporcionarán la base para evaluar los impactos de la extracción y disposición final sobre las fuentes de agua.

Los proyectos revisados usualmente incluyen varias instituciones, equipos interdisciplinarios de expertos y varios años de costosos esfuerzos. Al contrario de eso, la perspectiva para el desarrollo del presente proyecto seguirá siendo el trabajo de pocos estudiantes. Por lo tanto la situación de desarrollo del SSD (al menos en lo que respecta al prototipo) está caracterizada por un marco de tiempo limitado, recursos muy limitados, así como capacidades técnicas limitadas. Todo esto se tomó en cuenta en el diseño preliminar y se tendrá que tener en mente en cada momento de las fases subsiguientes del proyecto, no por último para no generar expectativas exageradas en los usuarios.

9.3 Conclusiones del Análisis de Requerimientos y Diseño

Con la metodología utilizada se logró el alcance del trabajo: de diseñar el concepto de un SSD a la medida de las necesidades específicas de casos típicos de gestión de agua en México. Si recordamos las 4 fases de desarrollo que se pretendían abarcar en este trabajo (Cap. 1.2), se puede resumir:

1. Tanto el estudio de caso como la revisión de aplicaciones existentes ha hecho evidente la viabilidad de un SSD para gestión de agua en México.
2. Con base en información local impresa así como en entrevistas con los grupos de interés, se lograron definir las tareas de decisión y generar una lista de “*queries*” que determinan las funciones de la herramienta de soporte.
3. En la fase de ingeniería de requerimientos se puede decir que influyeron de igual manera:
 - el tipo y las necesidades de los usuarios (operador y usuario, escenarios compuestos, etc),
 - los factores locales en cuanto a disponibilidad de datos y priorización de tareas (1 modelo, uso de coeficientes, etc), así como
 - las restricciones técnicas y financieras con respecto a la situación prevista de desarrollo (software libre, diseño modular)

4. Con base en las 3 fases anteriores se pudo efectuar el diseño preliminar de un SSD. Se juzga que el concepto es suficientemente detallado en cuanto a estructura, componentes, modelos, funcionalidades, tipos de interfaces, módulos y casos de uso para poder proceder con el diseño detallado (bases de datos, algoritmos, pantallas) y la implementación de un prototipo en la fase subsiguiente del proyecto.

Las características más importantes del SSD conceptualizado son el enfoque sistémico al problema, la estructura modular (fácilmente extendible), la interfaz con Modflow (el único modelo propuesto para la versión prototipo), la solución SIG propuesta, el componente AMC y las especificaciones para el GUI. Las funcionalidades propuestas “a primera vista” logran a cubrir los *queries* de los actores, sin embargo una evaluación detallada de esto queda a futuro.

9.4 Desarrollo Futuro

La estructura modular debe de facilitar el desarrollo paulatino del SSD por un equipo de varios estudiantes, lo cual es factible tomando en consideración el carácter multi-disciplinario de los problemas (hidrogeología, hidrología, hidráulica, ingeniería civil, etc).

Independientemente de que si es una sola persona o un equipo, el desarrollador del prototipo debería utilizar el conocimiento de expertos locales para beneficiarse de las experiencias prácticas de gestión y por otro lado, asegurar la sencillez de uso de los módulos diseñados. Para las fases posteriores del proyecto será importante mejorar la cooperación con los futuros usuarios. Si bien se percibió la disposición y el interés en casi todos los partidos involucrados, se tienen que encontrar mecanismos más eficaces para convertir este interés en convicción y apoyo práctico. Como factores claves aquí se pueden mencionar el seguimiento persistente a cualquier solicitud de información etc., así como la presentación periódica de avances del proyecto (p.e. del prototipo), ya desde las primeras fases de trabajo.

REFERENCIAS

- Aboites, A. Luis (1998). El agua de la nación: Una historia política de México 1888-1946, CIESAS, México, D. F.
- ACSAD y BGR (2007) : Developing, Applying & Disseminating a Decision Support System (DSS) for Water and Soil Management. Technical Cooperation Project: Management, Protection and Sustainable Use of Water and Soil Resources in the Arab Region , operated by the Arab Centre for the Studies of Arid Zones and Dry Lands (ACSAD) & German Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR)
- Alcalde-Alderete, R. (2003): La Política Intergubernamental del servicio de agua potable en San Luis Potosí, SLP 1989-2002. Tesis de Maestría. Colegio de San Luis Potosí. Diciembre de 2003
- Allen R.G, Pereira L.S., Raes D., Smith M. (1998): Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements -FAO Irrigation and drainage paper 56.
<http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm#Contents>
- Amro-Helwa, M.E. y Lansey, K. (2001): Restoration of Riparian Zones — A Decision Support System. Integrated Surface and Ground Water Management Symposium 2001. Part of Integrated Surface and Ground Water Management. Proceedings of the Specialty Symposium. Bijay K. Panigrahi, Udai P. Singh, Ashok Pandit, J. Obeysekera, M. Krishnamurthy, Editors Orlando, Florida, USA, May 20–24, 2001
- Andreu, J., Solera, A., Paredes, J. (2000): Decision Support Systems for integrated Water Resources Planning and Management. www.norinet.oulu.fi/noriba/finlan.pdf
- Araujo, J. C., de Abreu, C.B.R., Doell, P., Hauschild, M. and Barbosa, C.P. (2000). Basis for a Decision Support System (DSS) for Water Resources Management in Brazilian Semi-Arid. German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research. Hamburg, September 3-8, 2000
- Arias-Chaves, M. (2005): La ingeniería de requerimientos y su importancia en el desarrollo de proyectos de software. Revista InterSedes © Universidad de Costa Rica. Volumen VI, Número 10. 2005. Edición Digital: 26 / 07 / 2007. www.intersedes.ucr.ac.cr
- Arreguín, M. J. P. (1998). Aportes a la historia de la geohidrología en México 1890-1995. CIESAS.-AGM. México, D.F.
- Banco Mundial. 2003. La estrategia del sector recursos hidráulicos: Una panorámica general. Washington. D.C.: Banco Mundial.
- Bardos, R.P., Mariotti, C., Marot, F., Sullivan, T. (2001): Framework for decision support used in contaminated land management in Europe and North America. Land Contamination and Reclamation, Vol. 9, No. 1, 2001
- Batelaan O., y Smedt F. (2007): GIS-based recharge estimation by coupling surface–subsurface water balances, Journal of Hydrology. Vol 337/3-4, 30 Abril 2007, pp. 337-355
- Bautista-Fortanelli, L. (2008): Entrevista en las instalaciones del COTAS con Liliana Bautista Fortanelli de la Union de Usuarios de la Zona Industrial (UUIZ). 13-07-2008.
- Berlekamp, J., S. Lautenbach, N. Graf, S. Reimer, Matthias, M. (2005), Integration of MONERIS and GREAT-ER in the Decision Support System for the German Elbe River Basin. Environmental Modelling and Software, (accepted). In: <http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/dss/berlinter.pdf>
- Brans, J. P., P. Vincke, Mareschal, B. (1986). "How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method." European Journal of Operational Research 24: 228-238.
- Breña-Puyol, A.F. (1980): Conceptos fundamentales de hidrología urbana. Publicado por Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Departamento de Ingeniería, 1980.
- Breña-Puyol, A.F. (2003): Hidrología Urbana– Parte 3: Relación lluvia-escurrimiento en zonas urbanas. Universidad Autónoma Metropolitana. www.uamenlinea.uam.mx/materiales/licenciatura/hidrologia/libro2-hidrologia/HU3-03.pdf
- Brouwer C. y Heibloem M. (1986): Irrigation Water Management Training Manual No.3, Part II – Determination of Irrigation Water Needs. Food and Agricultural Organization (FAO). Rome.
- Cai, X., Lasdon, L., Michelsen, A.M. (2004): Group decision making in Water Resources Planning using Multiple objective Analysis. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 130, No.1, 2004
- Cardona A. (2005). Hidrogeoquímica de sistemas de flujo regional, intermedio y local resultado del marco geológico en la mesa central: Reacciones, procesos y contaminación. Posgrado en Ciencias de la Tierra. Ciudad de México, UNAM: 229.
- Cardona, A. y García-Rangel, A. (2003): Diffuse Contamination Assessment in Shallow Groundwater of San Luis Potosí: Effects of Wastewater Management. In: Proceedings of the 1st International Workshop on aquifer

- vulnerability and risk. Celaya, Guanajuato, May 2003.
- Carrillo-Rivera, J.J., Cardona, A., Moss, D. (1996): Importance of the vertical component of groundwater flow: a hydrogeochemical approach in the valley of San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Hydrology*. Volume 185, Issues 1-4, 1 November 1996, Pages 23-44
 - Carrillo-Rivera, J.J., Clark, I.D., Fritz, P., 1992. Investigating recharge of shallow and paleogroundwaters in the Villa de Reyes Basin, SLP, Mexico, with environmental isotopes. *Applied Hydrogeology* 4, 35–48.
 - Castañón, L. (2007): Comunicación personal con el Ing. Luis Castañón. Presidente del COTAS Acuífero Valle de San Luis Potosí. 01-06-2007.
 - CCA (2009): Escenarios de Cambio Climático en México. Grupo de Cambio Climático y Radiación Solar del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. <http://www.atmosfera.unam.mx/gcclimatico/>. Acceso a la pág. 31 de enero 2009.
 - Cebolledo-Gutiérrez, E.O. (2008): Desarrollo de un Sistema de Soporte de Decisión y Administración del Agua Subterránea para Apoyo a las Comunidades de Michoacán. Trabajo de Licenciatura en Ciencias de la Computación. Facultad de Ciencias. UNAM.
 - Chávez-Rodríguez, A. (2007): Explotación Racional y Estrategias. Presentación en: Taller de Análisis de Estrategias para la Gestión de Acuíferos en Zonas Agrícolas. IMTA 17-19 de octubre 2007.
 - Chin, D. A. (2000): *Water-Resources Engineering*. Prentice-Hall.
 - Chilton, J. (2003): El Azul Subterráneo – Preservar el Vital Acceso de las Ciudades al Agua. OIEA Buletin 45/1. Junio 2003.
 - Chow, Ven Te, Maidment D.R., and Mays L.W. (1988): *Applied Hydrology*. McGraw-Hill.
 - Cirelli, C. (1999): El agua agrícola para las zonas urbanas. Colegio de San Luis
 - Cirelli, C. (2004): Agua desechada, agua aprovechada, El Colegio de San Luis, A.C., San Luis Potosí, México.
 - Clark, R., Pezzaniti, D. and Cresswell, D. (2002) Watercress - Community Resource Evaluation and Simulation System - A tool for innovative urban water system planning and design, Proc Hydrology and Water Resources Symposium 2002, 20-23 May, Melbourne.
 - Colegio de Postgraduados (2001). Análisis del Sector Eléctrico Nacional y sus Implicaciones en la Tarifa de Bombeo, Documento Interno.
 - COLSAN (2005): Caracterización económica y socio-política del Acuífero de San Luis Potosí.
 - CONAGUA (2002a): Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero San Luis Potosí, Estado de San Luis Potosí. México, Gerencia de Aguas Subterráneas.
 - CONAGUA (2002b): NOM-011-CNA-2000 - Conservación del recurso agua-Que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 17 de abril de 2002
 - CONAGUA (2004a): Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. Comisión Nacional del Agua, México, D.F.
 - CONAGUA (2004b): Ley de Aguas Nacionales 2004. Decreto de modificaciones del 29 de abril. Diario Oficial de la Federación, México, D.F.
 - CONAGUA (2005): Estadísticas del agua en México. Síntesis. VI Foro mundial del Agua, SEMANRNAT, Comisión Nacional del Agua, México, D.F.
 - CONAGUA (2005b): Actualización hidrogeológica de los acuíferos de Ceballos y Oriente Aguanaval Edo de Dgo, Villa de Arista y San Luis Potosí, Edo de SLP. Informe técnico. Elaboró: Sabinfosistem SA de CV.
 - CONAGUA (2007): Estadísticas del agua en México. Edición 2007. SEMANRNAT, Comisión Nacional del Agua, México, D.F.
 - Corbitt, Robert A. (1999): *Standard Handbook of Environmental Engineering*. McGraw-Hill. 2ed.
 - Cortés, D. (2008): Entrevista en las instalaciones del COTAS con Lic. David Cortés, vocal agrícola del COTAS y asesor legal de la Asociación de Usuarios de Aguas Negras, AUAN. 11-07-2008.
 - Cosgrove, W.J. and F.R. Rijsberman. 2000. World water vision: Making water everybody's business (Visión Mundial del Agua: Haciendo que el agua sea algo que incumbe a todos). Londres: Earthscan.
 - COTAS (2005). Estudio Técnico de las condiciones geohidrológicas y sociales del acuífero 2411 "San Luis Potosí". Cotas Acuífero del Valle de SLP, AC., Noviembre 2005. Ciudad de San Luis Potosí, S.L.P.
 - COTAS SLP (2006). Reseña de la Reunión de Intercambio de Experiencias de los COTAS de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P. a 26 de mayo de 2006
 - COTAS-SLP (2008). Reunión Ordinaria del Consejo Directivo del COTAS Acuífero Valle de San Luis Potosí. En las instalaciones del COTAS. 18-01-2008.
 - CSIRO (2008). Interactive Component Modelling System – ICMS. Webpage: <http://www.clw.csiro.au/products/icms/index.html>, accessed on 09-10-2008.
 - Custodio E., Llamas MR., Samper J. (1997): La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación

- hidrológica. Instituto Tecnológico Geominero de España.
- Diaper C. and Mitchell V.G. (2005) UVQ User Manual. CSIRO MIT Technical Report 2005-282
 - DOF (1992): Ley de Aguas Nacionales, publicado en el Diario Oficial de la Federación e 1ero de diciembre 1992.
 - Escolero O. (2006a). Informe OMM/PREMIA (Análisis de Alternativas de Recarga Artificial), Anexo 5: Diagnóstico del Abastecimiento de Agua Potable, CNA/OMM: 64-84.
 - Escolero, O. (2006b). La experiencia Mexicana con grupos de usuarios de aguas subterráneas. Simposio Internacional sobre el Uso Sostenible de las Aguas Subterráneas (ISGWAS). Alicante (España), 24 - 27 de enero de 2006.
 - Escolero, O. (2008). Comunicación personal. UNAM, Instituto de Geología. 13-06-2008.
 - Esqueda, L. (2008). Afirmación verbal de la gerente del COTAS Laguna Seca durante el Taller: Posibilidades y Limitaciones de los Procesos de Reglamentación del Agua Subterránea en México. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM. 23 de mayo de 2008.
 - Fedra, K. (2005) Water Resources Simulation and Optimization: a web based approach. IASTED/SMO 2005, Oranjestad, Aruba, August 2005.
 - FEEM (2006). Multicriteria decision analysis as implemented in mDSS4. Fondazione Eni Enrico Mattei. downloaded from: <http://www.netsymod.eu/mdss/>. Accessed on 09-05-2008.
 - Fernandez-Barberis, Gabriela M. (2002): LOS MÉTODOS PROMETHEE: Una Metodología de Ayuda a la Toma de Decisiones Multicriterio Discretas. En: DOAJ - Directory of Open Access Journals, 2008, [Lund University Libraries](http://www.doaj.org), Head Office. <http://www.doaj.org>. accessed on 09-05-2008
 - Fernández-Escalante, E. (2008): Gestión de la Recarga de Acuíferos como Práctica Alternativa para la Gestión Hídrica – El Proyecto DINA-MAR. Conferencia Nacional de Ambiente 2008. Madrid, España.
 - Figueira, J. and B. Roy (2002). "Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos' procedure." European Journal of Operational Research 139: 317-326.
 - Floría-Cortés, A. (2000): Recopilación de Métodos de Usabilidad. Centro Politécnico Superior de la Universidad de Zaragoza. Departamento de Ingeniería de Diseño y Fabricación. Área de Ingeniería de Proyectos. <http://www.sidar.org/recur/desdi/traduc/es/visitabile/quees/usab.htm>
 - Fredericks, JW, Labadie, JW, Altenhofen, JM (1998). Decision Support System for Conjunctive Stream-Aquifer Management. J. Water Resour. Plng. and Mgmt., Volume 124, Issue 2, pp. 69-78 (March/April 1998).
 - Frysinger, S. P., R. P. Thomas, and A. M. Parsons (1993): Hydrological modelling and GIS: the Sandia environmental decision support system. en: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management, Proc. of the Vienna conf., April 1993, edited by K. Kovar and H. P. Nachtnebel, IAHS Publ. No. 211, pp. 45-50
 - Gaiser, T., Printz, A., Stahr, K. (2005). RIVERTWIN – development of a regional model for integrated management of water resources. In: RIVERTWIN – workshop proceedings, 2005. <http://www.rivertwin.de/Publications&Reports.htm>
 - Gallegos-González, Y., Medellín-Milán, P. (2002): INTERPRETACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DEL ACUÍFERO PROFUNDO DEL VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ. En: XIII CONGRESO NACIONAL DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, Guanajuato, Gto., 17-20 april 2002
 - Geldermann, J., Ludwig, J., Degebrot, R. (2004): Beschreibung für ein MCDM-Tool (Java-Macro für OpenOffice.org). in: http://www-iip.wiwi.uni-karlsruhe.de/forschung/technik_html/forschungsgebiete/tool/index.htm. accessed on: 04-04-2008
 - GELDERMANN, J., ZHANG, K. (2001): Software Review: "Decision Lab 2000". Journal of Multi-Criteria Decision Analysis 10: 317–323.
 - Ghayoumian, J. Ghermezcheshme, G., Feiznia, S., Noroozi, A. (2005): Integrating GIS and DSS for identification of suitable areas for artificial recharge, case study Meimeh Basin, Isfahan, Iran. Environ Geol (2005) 47: 493–500
 - Gijssbers, P.J.A. and Gregersen, J.B. (2005): OpenMI – A glue for Model Integration. In Zerger, A. and Argent, R.M. (eds) MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, December 2005, pp. 170-176. ISBN: 0-9758400-2-9. www.mssanz.org.au/modsim05/papers/gijssbers.pdf
 - Gómez-Montealvo, C.Y.(2004): Conflictos Sociales en la Implementación del Proyecto Tenorio-Villa de Reyes. Tesis en Maestría de Administración y Políticas Públicas. El Colegio de San Luis, A.C., San Luis Potosí, México.
 - González Y. (2007). Estudio y Análisis de las Condiciones Hidrológicas en la Zona Industrial y el Sur de la Cuenca de la Ciudad de San Luis Potosí, S.L.P. San Luis Potosí, IPICYT.
 - Gutiérrez-Ojeda, C. y Ortiz-Flores, G. (2001): PROYECTOS DE RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS EN LA COMARCA LAGUNERA, MÉXICO. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Cuernavaca Morelos.
 - Hamalainen, R.P., Mustajoki, J. (2008): WEB-HIPRE version 1.22. <http://www.hipre.hut.fi/>, access on

- 07.04.2008
- Harbaugh, Arlen W. (2005). MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process, Techniques and Methods 6–A16. U.S. Geological Survey.
 - Harbaugh, AW., EBanta, ER., Hill, MC. y McDonald, MG. (2000). MODFLOW-2000, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model— User Guide to Modularization Concepts and the Groundwater Flow Process. U.S. GEOLOGICAL SURVEY. Open-File Report 00-92. Virginia 2000
 - Heredia, J. y Murillo, J. M.(2002): Balance Hídrico y Estimación de la Recarga mediante Modelación Numérica en pequeñas Cuencas del Sector Sudoriental de la Isla de Gran Canaria. Instituto Geológico y Minero de España. En: http://aguas.igme.es/igme/publica/pdfs/art_2linea6.pdf, Acceso: 13-09-2008
 - Hergt, T. (2006): Diseño Optimizado de Red de Monitoreo Piezométrico de los Sistemas de Flujo Subterráneo en la Ciudad de San Luis Potosí: Hacia un Manejo Sustentable. Examen Predoctoral. IPICYT, 9 de Junio 2006.
 - Hernández-Rodríguez, MdL. (2005): Aspectos del uso y valoración del agua subterránea en el estado de Tlaxcala: Un análisis desde una perspectiva social. Tesis de Doctorado en Ciencias, Colegio de Postgraduados. Campus Puebla.
 - Hersh M.A. (1999). "Sustainable Decision Making: The Role of Decision Support Systems." IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics - Part C: Applications and Reviews Vol. 29(No. 3): 395-409.
 - Hogan, J., Phillips, F., Scanlon, B. (2004): Groundwater Recharge in a Desert Environment - The Southwestern United States. Washington D.C., American Geophysical Union. 9.
 - Hoogesteger, J. (2005): Placing institutional interventions in their context. Groundwater management in Guanajuato, Mexico. Summary Sheet of Good Practices for E-Forum of the FAO/Netherlands Conference on Water for Food and Ecosystems: Make it Happen. In: ftp://ftp.fao.org/agl/emailconf/wfe2005/groundwater_Mexico.doc
 - INE (2009): El Cambio Climático en México – Información por Estado. Instituto Nacional de Ecología. http://www.ine.gob.mx/climatico/edo_sector/estados/estados.html, pág. consultada el 31 de enero 2009.
 - INEGI (2002). Síntesis de Información Geográfica del Estado de San Luis Potosí: 112.
 - INTERAPAS (2005): Estudio de Diagnóstico y Planeación Integral. Tecnología ASSUL, S.A. de C.V. /2005
 - Ireson, A. Makropoulos, C., Maksimovic, C. (2006). Water Resources Modelling under Data Scarcity: Coupling MIKE BASIN and ASM Groundwater Model. Water Resources Management (2006) 20: 567–590
 - Jasso-Gutiérrez, J.A. (2006): System of Artificial Recharge of Canals and Ponds with Absorption Wells. En: CSD-WAND of Local Actions at 4th World Water Forum (2006).
 - Jornada de San Luis (2008): El Realito se asentaría sobre mina de fluorita. 28 de Mayo 2007
 - Kaden, S., Luckner, L., Peukert, D., Tiemer, K. (1985). Decision support model systems for regional water policies in open-pit lignite mining areas. Mine Water and the Environment, Volume 4, Number 1 / March, 1985
 - Kaden, S., Luckner, L., Peukert, P., Tiemer, K. (1985): Decision support model systems for regional water policies in open-pit lignite mining areas. Mine Water and the Environment, Volume 4, Number 1 / March, 1985
 - Keith S.J. (1980). Mountain front recharge. Regional Recharge Research for Southwest Alluvial Basins. L. G. Wilson. Tucson, University of Arizona: 4-1 to 4-44.
 - Kellgren, N., Sander, P., Tennick, F. (1998): Integration of remote sensing into a GIS-based decision support system to locate groundwater in rural areas of South Africa. Proceedings of the XXVIII Congress of the International Association of Hydrologists and the Annual Meeting of the American Institute of Hydrologists 28 (1998): 393-399
 - Kiker, G.A., Bridges, T.S., Varghese, A., Seager, T.P., Linkov, I. (2005): Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making. Integrated Environmental Assessment and Management — Volume 1, Number 2 — pp. 95–108, 2005
 - Krause, P. y Kralisch, S. (2005): The hydrological modelling system J2000 - knowledge core for JAMS. <http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/krause.pdf>
 - KUKURIC, N. and HALL, M. J. (1998). The Electronic Encapsulation of Knowledge for Groundwater Quality Management. Water Resources Management 12, No. 1 (1998). Pp. 51-79
 - Labadie J. (2008): MODSIM-DSS Water Right Planning, Water Resources Management & River Operations Decision Support System. Webpage. <Http://modsim.engr.colostate.edu/index.html>
 - Labarthe H.G., Mata-Segura J.L., Torres H.R. et al (2005): Grietas y fallas del terreno en la zona urbana de San Luis Potosí. Folleto técnico Instituto de Geología, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
 - Leake, S.A., and Lilly, M.R., 1997, Documentation of a computer program (FHB1) for assignment of transient specified-flow and specified-head boundaries in applications of the modular finite- difference ground- water flow model (MODFLOW): U.S. Geological Survey Open- File Report 97-571, 50 p.
 - Lee, JH, Gates,TK, Labadie, JW (2001). Modsim Network Flow Modeling Of Instream Flow Requirements In

- The Multistate Platte River Basin in: AGU Hydrology Days 2001. April 2 - 5, 2001 . Civil Engineering Department, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Letcher, R.A. (2005). [Implementation Of A Water Allocation Decision Support System In The Namoi and Gwydir Valleys](http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/letcher.pdf). MODSIM05 – Conference Proceedings. <http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/letcher.pdf>
 - Lewis, A.C.y Hilton, J. (2007): Estimating Recharge in New Mexico Water Planning Regions. 2007 Groundwater Summit. Session: Estimation of Recharge to Assess Ground Water Availability. Mayo 1ero, 2007. National Groundwater Association. US
 - Lindsley, R.K., Joseph B. Franzini, David L. Freyberg, and George Tchobanoglous. (1992): Water-Resources Engineering. McGraw-Hill. 4ed.
 - Linkov, I., Satterstrom, F.K., Kiker, G., Seager, TP., Bridges, T., Gardner, KH:, Rogers, SH, Belluck, DA, y A. Meyer (2006): Multicriteria Decision Analysis: A Comprehensive Decision Approach for Management of Contaminated Sediments. In: Risk Analysis, Vol. 26, No. 1, 2006
 - Liñán, J. (2007): Comunicación personal en las instalaciones del INTERAPAS con Ing. Jesús Liñán Guevara. DIRECTOR DE PLANEACIÓN, INTERAPAS. 31-05-2007.
 - Littleboy, M., Vertessy, R., Lawrence, P. (2005): An Overview of Modelling Techniques and Decision Support Systems and their Application for Managing Salinity in Australia. Government of New South Wales. Natural Resources. In: www.dnr.nsw.gov.au/salinity/science/pdf/pursl_littleboy_et_al%20.pdf
 - Maheepala, S. (2008): Integrated urban water systems modelling: Australian experience. Australian-German Workshop on Sustainable Urban Water Management 1- 4 April 2008, Melbourne, Australia. http://www.clw.csiro.au/research/urban/systems/projects/workshop/abstracts/shiroma_maheepala_abstract.pdf
 - Maheepala, S., Leighton, B., Mirza, F., Rahilly, M. and Rahman, J. (2005): HydroPlanner - A linked modelling system for water quantity and quality simulation of total water cycle, In Zerger, A. and Argent, R.M. (eds) MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, December 2005, pp. 683-689. <http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/maheepala.pdf>
 - Malczewski J. (1997). NCGIA Core Curriculum in GIScience, Unit 127: Spatial Decision Support Systems, in: <http://www.ncgia.ucsb.edu/giscc/units/u127/>, accessed on 10-10-2007
 - Marañón-Pimentel, Boris (2003): La Viabilidad de la Organización de los Usuarios para el Manejo del Agua Subterránea en la Cuenca Lerma-Chapala, México. Regiones, Revista interdisciplinaria en estudios regionales, 2003, No. 12, pp. 103-130.
 - Martínez, S.E. (2008): Comunicación personal con la Ma. Sandra E. Martínez, Estudiante de Doctorado en Ciencias de la Tierra, Aguas Subterráneas en el Instituto de Geología de la UNAM. 22 de noviembre 2008.
 - Martínez, VJ (1997). Actualización del marco geológico del Subsuelo del Valle de San Luis Potosi. Folleto Técnico No. 123. 20 pp. UASLP
 - Martínez-Hernández, J. E. (2008): “IDENTIFICACIÓN DE LA RECARGA NATURAL E INDUCIDA EN LA CUENCA DE SAN LUIS POTOSÍ”. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería UASLP. San Luis Potosí
 - Masciopinto, C; Palmisano, V; Tangorra, F; Vurro, M (1991): A Decision Support System for Artificial Recharge Plant Design. Water Science and Technology WSTED4, Vol. 24, No. 9, p 331-342
 - McBride, N. (1997): The rise and fall of an executive information system: a case study. (4): 277-288
 - McCuen, R.H. (1998): Hydrology Analysis and Design. Prentice-Hall. 2ed.
 - McKinney, DC (2004). International Survey of Decision Support Systems for integrated water Management. Technical Report. SEPIC. Bucharest, Romania.
 - McLeod R. (1998): Management Information Systems - Chapter 14, Online-Course University of Illinois at Chicago, copyright Prentice-Hall Inc. <http://www.uic.edu/classes/idsc/ids531/mclppt/chap14.ppt#256,1,Chapter 14>
 - McPhee, J.W. y Yeh, W.-G. (2004): Multiobjective optimization for sustainable groundwater management in semiarid regions. Journal of Water Resources Planning and Management (2004), Vol. 130 (6), pp. 490-497
 - Mimikou M. y Baltas E. (2002): Technical Hydrology. Second Edition. National Technical University of Athens
 - Mitchell, V.G., Duncan, H., Inman, M., Rahilly, M., Stewart, J., Vieritz, A., Holt, P., Grant, A., Fletcher, T.D., Coleman, J., Maheepala, S., Sharma, A., Deletic, A., Breen, P. (2007): State of the art review of integrated urban water models. NOVATECH 2007, 6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management. Lyon, France. June 25-28, 2007.
 - Mitchell, V.G., Mein, R.G., & McMahon, T.A. (2001) Modelling the Urban Water Cycle. Journal of Environmental Modelling & Software, Vol. 16 (7) pp 615-629.
 - Monroy-Castillo M.I.y Calvillo-Unna T. (1997): San Luis Potosí, Trazos de su territorio. Fondo de Cultura Económica. México,D.F.

- Moreno-Mata, A. (1998): El impacto socioeconómico de la industrialización en las ciudades medias de México. Los casos de las zonas metropolitanas de Aguascalientes, San Luis Potosí y Toluca. En Victor Gabriel Muro, Ciudades provincianas de México, El Colegio de Michoacán, Zamora.
- Morley, M.S., Makropoulos, C.K., Savic, D.A., Butler, D. (2004): Decision-Support System Workbench for Sustainable Water Management Problems. In: Rizzoli, A.E. and Jakeman, A.J. (eds), Integrated Assessment and Decision Support, Proceedings of the First Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, iEMSs: Manno, Switzerland, 2002. ISBN 88-900787-0-7
- Mustajoki, J. (1999): Web-HIPRE □ □ A Multiattribute Decision Support System on the Internet. Thesis submitted for revision for the degree of Master of Science in Technology. Helsinki University of Technology. Department of Engineering Physics and Mathematics. Submitted 5.5.1999.
- Nachtebel, H.P., Holzmann, H., Fürst, J. (1994): Austrian GIS-Applications for Water Resources Management. REVUE DE GÉOGRAPHIE ALPINE 1994 N°2
- Nalbantis, I., Rozos, E., Tentes, G., Efstathiadis, A., and Koutsoyiannis, D., (2002) Integrating. Groundwater Models within a Decision Support System
- Natalio Gutiérrez-Carrillo, Enrique Palacios-Vélez, Salvador Peña-Díaz, Oscar Palacios-Vélez. Escenarios para el Aprovechamiento Sustentable del Acuífero del Valle de Querétaro. En: Agrociencia, Vol. 36, Num. 1, Enero-Febrero 2002
- Nauta T.A.; Bongco A.E.; Santos-Borja A.C. (2003): Set-up of a decision support system to support sustainable development of the Laguna de Bay, Philippines. Marine Pollution Bulletin 47, no.1-6 (2003) p. 211-218
- Nuseibeh, B., Easterbrook, S.(2000): Requirements Engineering: A Roadmap. University of Toronto, Department of Computer Sciences. In: <http://www.cs.toronto.edu/~sme/papers/2000/ICSE2000.pdf>
- Ohlsson, L. y Turton, A.R. (2000): THE TURNING OF A SCREW - Social resource scarcity as a bottle-neck in adaptation to water scarcity. Stockholm Water Front, No. 1, February 2000; pp.10-11
- OMM y CNA (2004): Manejo Integrado y Sostenible del Agua en la Región Centro de San Luis Potosí. Mexico, Organización Mundial Meteorológica / Comisión Nacional de Agua (OMM/CNA): 546.
- OpenMi homepage (2007). www.openmi.org
- Orr, S. y Meystel, A.M. (2005): Approaches to optimal aquifer management and intelligent control in a multiresolutional decision support system. Hydrogeology Journal, Volume 13, Number 1 / March, 2005
- Ortiz-Rendón, G.A. y Donath, E. (2006): Propuesta para la instalación de un Banco de Agua en la Cuenca Lerma-Chapala. IMTA, en: Memorias del Tlalocan Encuentro Internacional de Experiencias por el Agua. Agua y Calidad de Vida – Salud y Pobreza. Palacio de Minería, 14-16 de Marzo 2006, Ciudad de México. <http://www.sma.df.gob.mx/tlalocan/tomo1/08.pdf>
- Papadopoulou E., Varanou E., Baltas E., Dassaklis A., Mimikou M. (2003): Estimating Potencial Evapotranspiration and its Spatial Distribution in Greece Using Empirical Methods. In: Proceedings of the 8th International Conference on Environmental Science and Technology, Lemnos island, Greece, 8-10 September 2003
- Paranagama, P., Burstein, F., Arnott, D. (1998): ADAPTOR: A Personality-Based Adaptive DSS Generator. In: Proceedings 31st Annual Hawaii International Conference on System Sciences, IEEE
- Parrado, Salvador (2003): El análisis institucional de los Consejos de Cuenca y de su aprotación al sistema nacional mexicano de la gestión del agua. Informe Final. OMM
- Paruccini, M. (1994). Applying Multiple Criteria Aid for Decision to Environmental Management, Kluwer, Dordrecht.
- Pereira, A., Corral-Quintana S., Funtowicz, S. (2005): GOUVERNe: New trends in decision support for groundwater governance issues . Environmental Modelling and Software 20, no.2 (2005) p. 111-118
- Pereira, AG, Quintana SC (2002). From Technocratic to Participatory Decision Support Systems: Responding to the New Governance Initiatives. Journal of Geographic Information and Decision Analysis, 2002, Vol. 6, No. 2, pp. 95-107
- Perraud, J.-M. , S. P. Seaton, IJ. M. Rahman, G. P. Davis, R. M. Argent and G. D. Podger (2005): The architecture of the E2 catchment modelling framework. <http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/perraud.pdf>
- Pfitzenreuter, T., Krol, O., Linke, H., Rauschenbach, T., Karimanzira, D., Jacobi, M., Bernard, T., Birkle, M. (2008): A Water-scarcity Megalopolis's Decision & Support System - Concept and Implementation. In: HydroPredict'2008, International Interdisciplinary Conference on Predictions for Hydrology, Ecology, and Water Resources Management: Using Data and Models to Benefit Society. 15-18 September 2008, Prague, Czech Republic
- Pierce, S.A., Dulay, M.M, Sharp, J.M., Lowry, T.S., Tidwell, V.C. (2006): Defining tenable groundwater management: Integrating stakeholder preferences, distributed parameter models, and systems dynamics to aid groundwater resource allocation. In: University of Texas Webspaces,

- https://webspaces.utexas.edu/dulaymp/www/pierce_dulay_Defining_tenable_groundwater_management_o6.pdf
- PNH (2001): Programa Nacional Hidráulico 2002-2006. en:
<http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Default.aspx>
 - Printz, A., Schwarz-v.Raumer HG, Weller, M. (2007): MOSDEW, a new approach to Integrated Water Resources Management. Institute for Landscape Planning and Ecology, University of Stuttgart, in: Reports of Finnish Environment Institute 12/2007. <http://www.ilpoe.uni-stuttgart.de/projekte/rivertwin/index.php?home>
 - Rahman, J.M., Seaton, S.P., Perraud, J-M., Hotham, H., Verrelli, D.I., & Coleman, J.R. (2003) It's TIME for a New Environmental Modelling Framework, Proc. MODSIM Conf. 2003, Townsville.
 - RAUSCHENBACH, T and PFÜTZENREUTER, T. (2007): Simulation based water resources allocation decision support system for Beijing. CAIWA 2007. International conference on adaptive and integrative water management. 12-15 November 2007. Basel. In: Adaptive and Integrated Water Management - Coping with Complexity and Uncertainty. Pahl-Wostl, Claudia; Kabat, Pavel; Möltgen, Jörn (Eds.) 2008, XIV, 440 p.
 - Regionvalles (2008): Agua limpia a 200 mil habitantes de la capital potosina. Artículo en línea, 02 de Agosto 2008. www.regionvalles.com
 - Ritzema, H., Veltman, D., Wösten, H.(2004): A SYSTEM TO SUPPORT DECISION MAKING FOR PEATLAND MANAGEMENT IN THE HUMID TROPICS. Published in: J. Päivänen (Ed). Wise use of peatlands. Proceedings 12th Int. Peat Congress, 6-11 June 2004, Tampere, Finland, Vol I: 720-725
 - Roemer, A. (1997). Derecho y economía: Políticas públicas del agua. CIDE-Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística- Miguel Ángel Porrua. México, D.F.
 - Rogers, M., M. Breen, et al. (2000). ELECTRE and Decision Support, Kluwer.
 - Rogers, P. and A. Hall. (2003). Effective water governance. Efectivo Gobierno del Agua TEC Background Paper No. 7, Estocolmo: Asociación Mundial del Agua.
 - Saaty, T. (1980): The Analytic Hierarchy Process Mc Graw Hill Boock Co, NY
 - Sage, A.P. (1991): Decision Support Systems Engineering. Wiley Series in Systems Engineering. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, US.
 - Salazar-González G. (2000): Las haciendas en el siglo XVII en la región minera de San Luis Potosí- su espacio, forma, función, material, significado y la estructura regional. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, 507 p
 - Samper J, Huguet LL, Ares J., Garcia A. (1999): Modelos interactivos de balance hidrológico. Estudios de la zona no saturada del suelo. Eds:Muñoz-Carpena, R., Riter, A., Tascon, C.. ICIA: Tenerife,1999
 - Sánchez F.J. (2006): Evapotranspiración. Departamento de Geología, Universidad de Salamanca, En:
<http://web.usal.es/javisan/hidro>
 - Saxena, K.B.C. (1991): Decision Support Engineering: A DSS Development Methodology. Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE),1991.
 - Scanlon, BR, Healy, RW, Cook, PG (2002):Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. Hydrogeology Journal (2002) 10:18-39
 - Schmidt, G. (2005): Cambios legales e institucionales hacia la privatización del agua en México. Brot fuer die Welt, Marzo 2005
 - SHARP, J.M. (2006): DEVELOPING AN INTERACTIVE MODEL (DECISION SUPPORT SYSTEM) TO ADDRESS WATER MANAGEMENT POLICY ISSUES: AN EDWARDS AQUIFER EXAMPLE. Geological Society of America, South-Central Section, 40th annual meeting. Abstracts with Programs - Geological Society of America 38, no. 1 (200603): 37
 - Sieker, H., Bandermann, S., Schröter, K., Ostrowski, M, Leichtfuss, A., Schmidt, W., Thiel, E., Peters, C., y Mühleck R. (2006): Development of a decision support system for integrated water resources management in intensively used small watersheds. Water Practice & Technology Vol. 1 No. 1
 - Simon H. A. (1960) The new science of management decision, NewYork: Harper & Row.
 - Singh, Vijay P. (1992): Elementary Hydrology. Prentice-Hall.
 - Smith, M. (1992): CROPWAT: A computer program for irrigation planning and management. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 46. Rome, Italy
 - Sophocleous, M., y Ma, T.-S. (1998): A Decision-Support Model to Assess Vulnerability to Saltwater Intrusion in the Great Bend Prairie Aquifer of Kansas. Ground Water, Vol. 36, No. 3, p. 476-483
 - Sprague, R. (1986). A framework for the development of decision support systems . In Decision support systems (3rd ed.): putting theory into practice. Sprague, RH and Watson HJ (eds). pp. 3-28. Prentice-Hall, London. 1993.
 - Torregrosa, ML (2006): Gestión Integrada, Descentralizada y con Participación social del agua en México. Un proceso en Construcción. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, Instituto de Investigaciones Sociales UNAM. In:
energia.guanajuato.gob.mx/gaceta/Gacetaideas/Archivos/12042006_GESTION_INTEG_DESCENT_PART_SOC

IAL_AGUA.pdf

- Treitz, M, Schollenberger, H., Schrader, B., Geldermann, J., Rentz, O. (2005): Multi-Criteria Decision Support for Integrated Technique Assessment. RadTech Europe 2005 Conference & Exhibition
- Trueba, V. (2004). El agrietamiento y la subsidencia regional del subsuelo. Anexo vt del Proyecto Manejo Integrado y Sostenible del Agua en la Región Centro de SLP. OMM Y CNA /OMM. Diciembre 2004
- Trueba, V., Jiménez, A., Nguyen, T.Q. (2007): Estudio para determinar el Modelo de Explotación del Agua Disponible en el Valle de San Luis Potosi, considerado la Demanda Actual y Futura, bajo un Marco de Sustentabilidad. Informe Final, COTAS, Diciembre 2007
- Trujillo-Candelaria, J.A. (2003): Posibilidades de Recarga de Acuíferos en el Estado de Guanajuato. Memorias Expo Agua 2003, Guanajuato
- Turban, E. (1990). Decision Support and Expert Systems. New York: Macmillan.
- Van der Steen, Peter (2008): Visioning Briefing Note: Developments in Integrated Urban Water Management (IUWM). SWITCH (Sustainable Water Management Improves Tomorrows Cities Health research project supported by the European Community (Framework 6 Programme). www.switchurbanwater.eu.
- Watkins, D. And McKinney, DC (1994): Recent development associated with decision support systems in water resources. U.S. National Report to IUGG, 1991-1994. Rev. Geophys. Vol. 33 Suppl.
- Wester P., Douglas M. & Lange de M., (2003). Boundaries of Consent: Stakeholder representation in River Basin Management in Mexico and South Africa. World Development Vol. 31, No. 5; p. 797-812. Elsevier Science Ltd. UK.
- Wien, J.J.F., Blind, M., van der Wal, T. (2005): The AquaStress Integrated Solutions Support System. <http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/wien.pdf>
- Wilson J. y Guan H. (2004). Mountain-Block Hydrology and Mountain-Front Recharge. Groundwater Recharge in a Desert Environment - The Southwestern United States. J. Hogan, F. Phillips, B. Scanlon. Washington D.C., American Geophysical Union. 9.
- Wolf L., Morris B., Burn S. (Eds) (2007): AISUWRS Urban Water Resources Toolbox - models for sustainability assessment. IWA, London
- WSTB (1995): Mexico City's Water Supply: Improving the Outlook for Sustainability – Chapter 4. Water Science and Technology Board (WSTB).
- Wurbs, R.A. (2001): Assessing Water Availability under a Water Rights Priority System (WAM-WRAP). Journal of Water Resources Planning and Management, July/Aug 2001, pp. 235-243
- Yoe , C. (2002): Trade-Off Analysis Planning and Procedures Guidebook. Prepared for Institute for Water Resources, U.S. Army Corps of Engineers.
- Zhang, Y., Hawkins, D., Zeng, W., y Wen, M. (2005): The Framework of GIS-based Decision Support Systems (DSS) for Water Resources Management at the Flint River Basin. Proceedings of 2005 Georgia Water Resources Conference, held April 25-27, 2005, at The University of Georgia, Kathryn, J. Hatcher, editor, Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia

ANEXO A – ALGORÍTMOS DE ANÁLISIS MULTICRITERIO

Métodos Sencillos de Adición (Simple additive methods)

SAR

El método SAR (Simple additive Ranking) ordena a las alternativas por separado de acuerdo a cada uno de los criterios de decisión. Si el objetivo es maximizar, el lugar más alto es asignado al valor más alto, y vice-versa. Después se multiplican los lugares con el peso respectivo del criterio y se suman estos valores ponderados para cada alternativa, formando el puntaje final. La desventaja de este método es que se pierde mucha información en el proceso sobre el grado en que difieren las alternativas en cada criterio. Por ende, diferencias pequeñas podrían compensar diferencias grandes en otros criterios.

SAW

Simple Additive Weighting (SAW) es uno de los métodos más populares debido a su simplicidad. Asume la agregación aditiva de los valores ya ponderados (Tabla A- 1).

Tabla A- 1: Matriz de Decisión usando SAW (basado en FEEM, 2006)

		ALTERNATIVES					
		Option A		Option B		Option C	
CRITERIA	Weight	Value	Score ⁽¹⁾	Value	Score ⁽¹⁾	Value	Score ⁽¹⁾
Criterion C1	1	3	3	3	3	3	3
Criterion C2	2	2	4	1	2	2	4
Criterion C3	3	1	3	3	9	2	6
Total	6	4	10	7	14	7	13

$$\text{Score} = \text{Value} \times \text{Weight}$$

$$\text{Total Score} = \text{Sum (Scores)}$$

Algunas de las ventajas de SAW para el presente caso es que se puede implementar fácilmente en términos de computación y que la simplicidad del algoritmo resulta en mucha transparencia durante la aplicación con los TD's. Como desventaja importante se ha descrito que permite la compensación completa entre diferentes criterios: Un desempeño muy bajo en un criterio se puede compensar completamente con un buen desempeño en otro (FEEM 2006).

Funciones de Valor

Las “Funciones de Valor” (/Funciones de Preferencia o Utilidad) son representaciones matemáticas de la valoración humana. Traduce el desempeño de las opciones con respecto a un criterio en puntajes, que representan el grado al que un objetivo de decisión ha sido alcanzado (FEEM 2006). Así, la utilidad de una alternativa no se evalúa y compara de forma directa por el usuario, si no se determina en base de la función:

La función de valor traduce cada punto x del dominio de evaluación a un número real (normalmente entre 0 y 1) que representa el grado de preferencia (desempeño relativo). De esta forma traduce la preferencia entre dos opciones a y b (p.e. se prefiere a ante b) a una relación numérica $u(a) > u(b)$ (FEEM 2006).

Las funciones de preferencia sirven para dos objetivos: (i) normalizan el desempeño directo de cada criterio a una escala común para todos los criterios y (ii) representan el modelo de preferencia del tomador de decisiones (TD). La escala del dominio de evaluación se define por parte del TD, pero debe contener al menos todos los puntos figurables, quiere decir, los puntajes de todas las alternativas (Mustajoki 1999). La forma de la función de valor refleja la estructura de preferencia del TD, y prácticamente se puede considerar cualquier forma (Figura A- 3). Una función lineal por ejemplo indica que la ubicación sobre el dominio de evaluación no afecta a la tasa de cambio entre diferentes preferencias. Una curva cóncava exponencial (Figura A- 1) por el otro lado indica que un cambio en la parte baja del dominio de evaluación es más importante para el TD que un cambio del mismo tamaño en la parte alta del dominio.

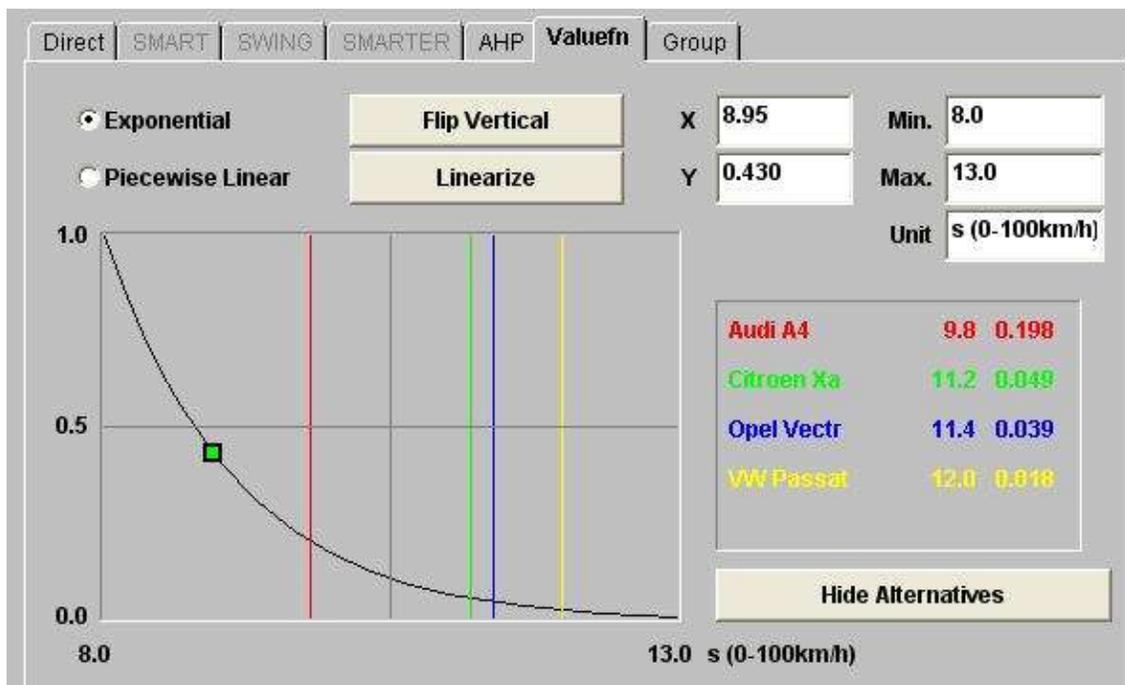


Figura A- 1: Ejemplo para una función cóncava exponencial, vista de pantalla de WEB-HIPRE (Mustajoki, 1999).

Comparación por pares

El método de comparación por pares fue desarrollado por Saaty (1980) para la determinación de pesos dentro del Proceso Analítico Jerárquico (AHP, ve abajo). Comparando la importancia de pares de criterios de acuerdo a una escala p.e. 1-5 (igual, poco más importante, ..., ..., extremadamente más importante), genera un matriz recíproca que se usa para asignar pesos a los criterios.

Independientemente de esto, la comparación por pares también se usa para comparar alternativas directamente (en lugar de criterios), como es el caso en los métodos de sobreclasificación (outranking) como ELECTRE o PROMETHEE (Hämäläinen et al. 2008). En este contexto, la comparación por pares se usa para identificar una de tres posibles relaciones entre cada par de alternativas: no-dominado o preferido, indiferente o incomparable (Fernández-Barberis 2002).

Métodos Jerárquicos

En la Teoría Multi-atributo de Valores (MAVT), que agrupa otras técnicas de AMC, el problema se

estructura de manera jerárquica, resultando en un árbol de decisión (value tree). El peso de cada criterio al nivel más bajo se calcula multiplicando los valores en todas las ramas superiores.

AHP – Proceso Analítico Jerárquico

En el Proceso Analítico Jerárquico (AHP) desarrollado por Saaty en 1980, también se estructura el problema de manera jerárquica y la asignación de los pesos se lleva a cabo por comparación por pares en cada rama de la jerarquía (Mustajoki, 1999). La diferencia fundamental con lo descrito arriba es que al nivel más bajo (amarillo en la Figura A- 2) se usa el desempeño directo de las alternativas en MAVT (sacado de una matriz de evaluación), mientras en AHP las alternativas se comparan directamente por pares con respecto a cada criterio del nivel más bajo. Ejemplos para aplicaciones de software usando AHP incluyen a Web-HIPE (libre) y Expert Choice.

Una ventaja del AHP es su eficiencia para decisiones complejas, ya que descompone el problema de manera efectiva. También ayuda a capturar evaluaciones tanto objetivas como subjetivas e incluye un mecanismo para corroborar la consistencia de la evaluación (Saaty 1980).

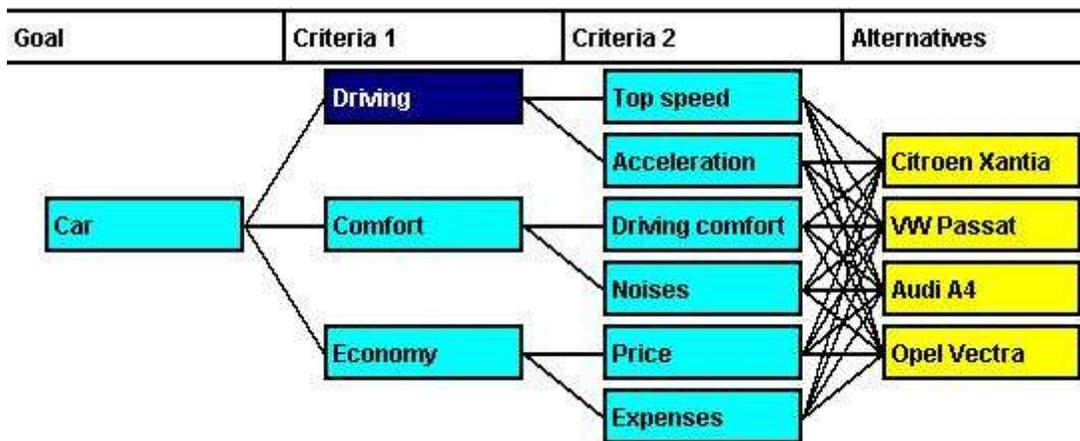


Figura A- 2: Ejemplo para un árbol de decisión, tomado de WEB-HIPRE versión 1.22 (Hämäläinen et al. 2008)

Enfoques de Sobre-Clasificación – PROMETHEE

Los métodos de sobre-clasificación se aplican ampliamente para proyectos grandes de ingeniería como en otras disciplinas (p.e. Rogers et al. 2000). Se basan en la comparación por pares de las alternativas y en la agregación de preferencias. Comparado con los enfoques “clásicos de utilidad como AHP o MAVT, los métodos de sobre-clasificación suponen que el TD no necesariamente es consciente de las preferencias, y por ende se requiere un soporte de decisión para estructurar la situación de decisión y demostrar las consecuencias de diferente asignación de pesos (Treitz et al., 2005). Las características más distintivas de estos métodos consisten en la consideración de preferencias débiles y criterios incomparables, así como la asignación relativamente libre de los pesos que después se compensa por un análisis extenso de sensibilidad.

ELECTRE I-III (ELimination Et Choix Traduisant la REalité) y PROMETHEE (Preference Ranking and Organisation METHod for Enrichment Evaluation) son dos algoritmos populares de sobre-clasificación. Otro es el TOPSIS, que difiere de los anteriores ya que ordena a un conjunto de opciones en base de su separación de una solución ideal (FEEM 2006).

Las ventajas de los métodos PROMETHEE (desarrollado por Brans, 1986) que se mencionan en la literatura son su robustez en el pre-orden y que la información adicional sobre las preferencias que se requiere es clara y precisa (Fernandez-Barberis 2002, Geldermann et al., 2004). Existe una variedad de software de soporte de decisión que incorpora el mecanismo PROMETHEE, por ejemplo Decision Lab 2000 o el paquete PROMCALC que se desarrolló por los autores del método en los años noventa.

PROMETHEE usa funciones de preferencia para la comparación intra-criterio y también asigna un peso a cada criterio. Para facilitar la asociación de una función de preferencia a cada criterio, los autores del método (Brans et al. 1986) han propuesto seis formas específicas (Figura A- 3). Cada forma depende de hasta dos valores límites: el límite de indiferencia (q), límite de preferencia (p) y límite Gaussiano (s). Tipo I, Tipo II y Tipo III son variants del Tipo V. Como se explicó antes, la función de preferencia normaliza la desviación (max-min) entre valores para un mismo criterio a una escala entre 0 y 1. ‘ q ’ marca la diferencia máxima entre dos valores para un criterio que se puede ignorar, ya que el TD no siente una diferencia entre las dos alternativas. Más allá de ‘ q ’, se prefiere definitivamente una alternativa sobre la otra, hasta alcanzar el valor de ‘ p ’.

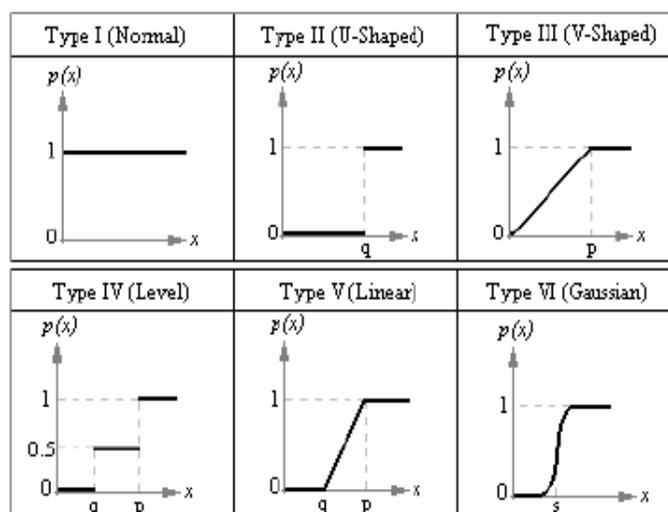


Figura A- 3: Tipos de funciones de preferencia en PROMETHEE (Brans et al, 1986)

Una vez que se definieron los pesos y funciones de preferencia para cada criterio, se usa la comparación por pares para ordenar las alternativas. Se construyen “índices de preferencia” y flujos agregados de sobre-clasificación para cada alternativa:

El índice multicriterio de preferencia $\pi(a,b)$ es el resultado de la comparación por pares con respecto a todos los criterios y marca el grado de preferencia de la alternativa a sobre b . De tal manera que $\pi(a,a)$ es 0; y a es fuertemente preferible a b si $\pi(a,b)$ es cerca de 1. Basado en n índices de preferencias para n alternativas, se generan los flujos agregados de sobre-clasificación. El flujo positivo *Phi Plus* mide con que intensidad se prefiere a la alternativa a sobre los $n-1$ otras alternativas (fuerza de la alternativa a), mientras *Phi Menos* mide con que intensidad se prefieren las otras alternativas sobre a (debilidad de a). Esto es la base de PROMETHEE I, que es un mecanismo parcial de sobre-clasificación. Parcial, porque permite alternativas incomparables (cuando los flujos Phi plus son idénticos para dos alternativas (Fernandez-Barberis 2002).

PROMETHEE II va “un paso más adelante” y combina los flujos phi positivos y negativos, obteniendo un Phi Neto, como puntaje definitivo de las alternativas:

$$\varphi(a) = \varphi^+(a) - \varphi^-(a)$$

Esto permite una clasificación completa (sin alternativas incomparables), pero se pierde mucha información durante este segundo paso.

ANEXO B – ENTREVISTAS

Para obtener información sobre el papel de cada institución, la problemática local del agua y en su gestión, y los enfoques tomados para superar éstos últimos, se aplicaron entrevistas a personal de las siguientes instituciones:

INTERAPAS Construcción	– Ing. Jesús Liñán Guevara. Director de Planeación y
Comisión Estatal de Agua (CEA)	– Ing. Alberto Rojas Ramírez, Director de Saneamiento
CNA, Dirección Local CONAGUA	- Ing. Francisco Javier Acevedo Rodríguez, Gerente Técnico y Ing. Fernando Ruiz Méndez, Personal de la Gerencia Técnica
Instituto Municipal de Planeación	- Ing. Abraham Méndez (IMPLAN)
COTAS SLP	- Ing. Luis Castañón García, Presidente

...entre otros. Las revistas se realizaron entre el 30 de mayo y 01 de junio de 2007.

I. Parte general:

- I.1 Cuáles son sus responsabilidades dentro del manejo del agua en SLP?
- I.2 Cuáles son los problemas fundamentales que enfrenta la gestión del agua?
- I.3 Cuáles son los problemas que enfrentan las instituciones para enfrentar los retos de la gestión del agua?
- I.4 Como evalúa la relación y cooperación con las siguientes organizaciones (usar tabla de la siguiente página)
- I.5 Que fueron proyectos/iniciativas que han impulsado en los últimos 5 años?
- I.6 Cual es su visión para la gestión del agua en SLP dentro de los próximos 20 años? (ideal y real)

II. Parte DSS:

- II.1 Con que bases de datos cuentan que considerarían útiles para la integración al Sistema de Soporte de Decisión?
- II.2 Cuales son escenarios de manejo que les interesaría modelar?

III. Parte Específica

Se plantearon preguntas específicas y pidieron datos sobre el trabajo de cada institución en base de información recopilada previamente.

<i>Relación</i>	COLSAN	UASLP	IPICYT	COTAS	INTER- APAS	MUNI- CIPIO	IMPLAN	CEA	CNA	SEDE- SOL	SE- DARH	Secr. De Salud
Muy bien												
Se reúne regularmente para sacar propuestas comunes e informar sobre avances												
Se comparte una visión general												
suficiente												
Se colabora en proyectos específicos												
Se colabora de forma regular												
El intercambio de información funciona bien												
Cuando hay un problema se soluciona de manera conjunta												
No se requiere una cooperación												
Hay pequeños problemas												
Hay dificultades en la comunicación												
Ha habido problemas específicas												
Hay graves problemas												
Existen interferencias de responsabilidades												
Casi no hay cooperación												
No se informa sobre desarrollos importantes												
La contraparte no asume sus responsabilidades												
No se ha mostrado la disposición a cooperar												
No ha habido acercamiento												

ANEXO C – TABLAS DE RESULTADOS DE LA REVISIÓN

Se enlistan enseguida las Referencias para Aplicaciones de SSD para Gestión de agua subterránea (Grupo III) y Gestión Integrada de Cuencas (Grupo I, ...).

Tabla C- 1: Referencias para las aplicaciones de SSD en la gestión (cantidad) de agua subterránea

	Referencia		Componentes/Técnicas	Aplicación
1	Developing an interactive model (Decision Support System) to Address Water Management Policy Issues. An Edwards Aquifer Example	SHARP, 2006	Modelo de disponibilidad de agua subterránea (MODFLOW en un modelo de dinámica de sistemas) y POWERSIM ligado a datos socio-económicos y las preferencias de los actores clave	Evaluar escenarios de desarrollo (extracción, urbanización,...) y su influencia sobre el flujo en manantiales que sostienen ecosistemas acuáticos
2	Integration of remote sensing into a GIS-based decision support system to locate groundwater in rural areas of South Africa	Kellgren et al., 1998	SIG, base de datos de percepción remota, interfaz gráfica de usuario (GUI)	Buscar localidades adecuadas para la perforación de pozos dentro de un Programa de Suministro de Agua Potable y Saneamiento para comunidades en Zambia
3	GOUVERNe: New trends in decision support for groundwater governance issues	Pereira et al., 2005	Arquitectura cliente-servidor, SIG, herramientas AMC, GUI	4 casos de estudio en Europa
4	Approaches to optimal aquifer management and intelligent control in a multi-resolutional decision support system	Orr y Meystel, 2005	Operations research y inteligencia artificial, conocimiento multi-resolutivo	Representa sistemas complejos de acuíferos con menos capacidad computacional
5	A Decision Support System for Artificial Recharge Plant	Masciopinto, et al., 1991	Artificial intelligence techniques, expert system shell with knowledge databases	best options for aquifer recharge with wastewater prior treatment
6	A Decision-Support Model to Assess Vulnerability to Saltwater Intrusion in the Great Bend Prairie Aquifer of Kansas	Sophocleous and Tain, 1998	6 numerical GW models, sensitivity analyses, multiple regression analyses, classification procedures derived from expert knowledge, GIS database-	protecting ground-water use in saltwater-vulnerable areas, evaluate irrigation-well permits
7	Developing, Applying & Disseminating a Decision Support System (DSS) for Water and Soil Management	ACSAD and BGR, 2007	- WEAP 21 for scenario generation & visualization, MODFLOW 2000, database, GIS	reuse, artif. recharge, demand management, allocation in 2 sites in Syria and Marocco
8	Integrating GIS and DSS for identification of suitable areas for artificial recharge, case study Meimeh Basin, Isfahan, Iran	Ghayoumian et al., 2005	Separado: primera aplicación del modelo, luego herramienta de SDs en un entorno GIS	Finding optimal locations for artificial recharge projects

	Referencia	Componentes/Técnicas	Aplicación
9	Multiobjective optimization for sustainable groundwater management in semiarid regions McPhee and Yeh, 2004	MODFLOW, multi-objective optimisation model, constraint method to derive tradeoffs, fuzzy set theory to rank alternatives	Satisfacer la demanda y proteger la vegetación ribereña en la alta cuenca del río San Pedro
10	Austrian GIS-Applications for Water Resources Management Nachtnebel, et al., 1994	ArcGW + modelo de simulación envuelto en un GUI (con base en ArcInfo)	Efectos de un sistema de canales de irrigación, uso doméstico e industrial sobre los niveles de las aguas subterráneas
11	Hydrological modelling and GIS: the Sandia environmental decision support system, Frysinger et al., 1993	highly interactive GUI, various simulation models, GIS. probabilistic approach minimizes subjectivity regulations.	DSS for the design of a monitoring well network which meets the U.S. groundwater monitoring regulations.
12	Restoration of Riparian Zones — A Decision Support System Amro-Helwa y Lansey, 2001	RZR-SSD: Restauración de zonas ribereñas - SSD. Simulación de aguas subterráneas (MODXX), sistema de conocimiento de las características de las planta, Arc View basado GUI	Supervivencia y distribución de plantas dependientes en las aguas del subsuelo en función de los niveles de las segundas (para comparar alternativas de restauración)
13	A SYSTEM TO SUPPORT DECISION MAKING FOR PEATLAND MANAGEMENT IN THE HUMID TROPICS Ritzema et al., 2004	Paquete de simulación con base en el Modflow PMWIN 5.0-79, mdelo de subsidencia (ecuación), ArcView 3.2 para su visualización.	La relación entre los tipos de uso del suelo, niveles de aguas subterráneas y la emisión de CO2 en sistemas de turbales y pantanos tropicales

Tabla C- 2: Referencias para las aplicaciones de SSD para la Gestión Integrada de Cuencas

	Referencia		Componentes/Técnicas	Aplicación
1	Set-up of a decision support system to support sustainable development of the Laguna de Bay, Philippines	Nauta et al., 2003	- GUI, AMC, modelos de simulación (Delft3D, HYMOS, WLM, DELGEM), análisis costo-beneficio, SIG, ...	Gestión de agua en ecosistema lagunar (agua superficial y residual)
2	Decision support model systems for regional water policies in open-pit lignite mining areas	Kaden et al., 1985		Apoyo en la gestión de conflictos entre minería y agua potable, agua superficial+ subterránea
3	Decision Support Systems for integrated Water Resources Planning and Management	Andreu et al.	Aquatool – DSS: GUI con red de ríos, simulación, mod. Acuífero, análisis de riesgo, SIG, módulo económico & ecológico,...	Gestión de agua en tiempo real en cuencas en España, respuesta a sequías, superficial+ subterránea
4	Integrating Groundwater Models within a Decision Support System	Nalbantis et al.	DSS HYDRONOMEAS, pruebas con 3 diferentes modelos de acuíferos (incl.. MODFLOW)	Interacción entre sistema multi-presas y acuífero (superficial+ subterránea)
5	Decision Support System for Conjunctive Stream-Aquifer Management	Fredericks et al., 1998	MODSIM, SIG, MOD-RSP (Modflow con coeficientes de respuesta)	Ejemplo de la Cuenca baja del Platte River, Colorado, asignación y requerimientos del ecosistema
6	RIVERTWIN – development of a regional model for integrated management of water resources	Gaiser et al., 2005	- MOSDEW: disponibilidad y calidad, demanda y uso, basado en entorno SIG	Planeación estratégica en 3 cuencas grandes, impactos del desarrollo económico, uso de tierra y cambio climático (incl. agua subterránea)
7	Basis for a Decision Support System (DSS) for Water Resources Management in Brazilian Semi-Arid	Araújo et al 2000	Modelos de sim.-optimización (SIM), manejo de escenarios, optim. se basa en costos/ m ³	Evaluar la vulnerabilidad de sociedad y ecosistemas frente a la disponibilidad de agua, soluciones para mitigar estrés hídrico, agua superficial, subterránea y reuso de agua residual
8	The architecture of the E2 catchment modelling framework	Perraud et al. 2005	Basado en:-The Invisible Modelling Environment (TIME, Rahman et al. 2003) , GUI, Catchment Modelling Toolkit (CMT)	-plataforma extendible para gestión de cuencas, se pueden acoplar varios modelos, escenario manager, solo agua superficial
9	The hydrological modelling system J2000 - knowledge core for JAMS	Krause y Kralisch, 2005	J2000, JAMS, marco de modelación orientado a objetos - object oriented modelling framework	Marco de modelación hidrológica para gestión de cuencas (solo agua superficial)
10	Integration of MONERIS and GREAT-ER in the Decision Support System for the German Elbe River Basin	Berlekamp et al., 2005	MONERIS (aporte de nutrientes de Fuentes difusas y puntuales, GREAT-ER (emisión y degradación de contaminantes de PTARs	Modelos dentro del Elbe-DSS, solo agua superficial

	Referencia		Componentes/Técnicas	Aplicación
11	The AquaStress Integrated Solutions Support System	Wien et al., 2005	“Infrastructure to support solutions system” (ISSS), OpenMI, Decisiones en grupo	AQUAstress-project (EU): desarrollar un SSD generic para facilitar que los actors en diferentes niveles mitigan estrés hídrico
12	Implementation Of A Water Allocation Decision Support System In The Namoi and Gwydir Valleys	Letcher 2005	Water Allocation Decision Support System (WAdss), basado en ICMS	Análisis “trade off” en la asignación entre agua no-regulada, regulada y subterránea
13	A Decision Support System For Integrated River Basin Management Of The German Elbe	Berlekamp et al 2005	Generador de SSD “GEONAMICA”, multiples modelos, GUI basado en SIG, base de datos y conocimientos	Simulación de escenarios de gestión de cuencas: reducción de contaminación urbana, modificación de uso agrícola, legislación a cerca de nutrientes
14	Water Resources Simulation and Optimization: a web based approach	Fedra, 2005	Modelos de simulación, sistema de expertos, GUI, basado en la red (arquitectura cliente-servidor), escenario manager, SIG	Evaluación de cambios en el uso de tierra, asignación de agua, etc. (incl. agua superficial, subterránea , calidad), 1 aplicación en Lerma-Chapala
15	Water Resources Modelling under Data Scarcity: Coupling MIKE BASIN and ASM Groundwater Model	Ireson et al., 2006	- MIKE-BASIN, ASM (modelo de acuífero), SIG, escenario manager	Evaluar el impacto del uso de la cuenca sobre los recursos de agua (agua superficial, subterránea , incl. calidad) en regiones con pocos datos
16	Group decision making in Water Resources Planning using Multiple objective Analysis	Cai et al., 2004	Modelo de análisis multi-objetivo (incl. Modelos hidrol., agrónóm., econom.), algoritmo Tchebycheff y AMC, decisiones en grupo	Ejemplo en China, evaluando escenarios de operación de presas, trasvases entre cuencas, tratamiento, conservación
17	Assessing Water Availability under a Water Rights Priority System (WAM-WRAP)	Wurbs, 2001	WRAP-SIM & WRAP-HYD (asignación de derechos de agua), gestión de bases de datos, GUI, SIG	Asignación de derechos de agua superficial, operación de presas
18	Development of a decision support system for integrated water resources management in intensively used small watersheds	Sieker et al., 2006	AMC (matriz de decisiones), combinación de modelos, catálogo de indicadores y medidas, sistema de datos basado en SIG	Gestión integrada en pequeñas cuencas en alemania (superficial, subterránea , cantidad y calidad)
19	The Framework of GIS-based Decision Support Systems (DSS) for Water Resources Management at the Flint River Basin	Zhang et al., 2005	GUI basado en SIG, modelos de simulación (MODSIM entre otros), base de datos, modulo de escenarios	Agua superficial y subterránea , evaluación de alternativas

ANEXO D – PROPUESTA PARA CALCULAR UN BALANCE MENSUAL DE AGUA EN PRESAS

Entre las fuentes de agua superficial posibles (presas, ríos, manantiales, lagos, otros), aquí solo se propone un método de calcular la disponibilidad de agua en las presas. De las demás fuentes se permitía la extracción aparentemente sin límite superior.

El enfoque en las presas se debe a las características de SLP como zona semi-árida, donde el aprovechamiento de los ríos casi automáticamente implica la construcción de presas por la variabilidad estacional de la fuente. La gran mayoría de los manantiales como salida natural de agua subterránea se secaron hace mucho tiempo, situación común en áreas con acuíferos bajo explotación intensiva.

En caso que existen sistemas de presas escalonadas se consideran como un embalse grande, con una cuenca y volumen de almacenamiento total común.

Datos de Entrada

Para cada presa / sistema de presas, las cuales el usuario puede trazar sobre un mapa interactivo, se tienen que ingresar los siguientes valores:

Tabla D- 1: Parámetros de presas

Concepto	Explicación
Nombre	
Tipo	control de avenidas, hidro-eléctrica, abastecimiento, multi-uso
Coef_escurr en la cuenca	coeficiente (entre 0-1) que marca la fracción de la precipitación que se convierte en escurrimiento. Si existen datos hidrometricos en los afluentes de la presa, se puede calibrar con los caudales medidos.
Estación meteorológica	Estación que representa mejor las condiciones climáticas en la mayor parte de la cuenca
función área/almac.	se tienen que especificar los parámetros a, b y c, ve explicación abajo
Calidad de agua	1-5, según las clases de calidad que define en III_Demanda
Vol. Inicial de Almacenamiento	en Hm3, debe corresponder a un volumen típico a principios de año
Vol_max_operación	anual (20 valores), ve explicación abajo
Vol_min_operación	anual (20 valores) ve explicación abajo
Gasto_comprometido anual (20 valores)	Se trata de una salida de agua de la presa con un caudal específico que siempre se debe garantizar, ya que está comprometido hacia aguas abajo, ya sea como gasto ecológico o para otros usuarios fuera del área de estudio. No se consideran usos dentro del área de estudio, ya que estos se deberían especificar como extracciones de agua superficial. Como una simplificación se asuma que el gasto comprometido es constante durante el año.

Función Área / Volumen:

Es la función característica entre el área del espejo de agua y el volumen de agua que almacena el embalse. Se construye de la curva elevaciones - áreas - capacidades (la cual generalmente es disponible para las presas en operación) como se muestra en la Figura D- 1.

A, b, y c son los parámetros de la función aproximada polinomial $A = - a*V^2 + b*V + c$.

Un sistema de presas escalonadas se considera como un embalse grande, por lo que se necesitaría generar

una curva compuesta de elevación - área - almacenamiento, y de allí construir una curva compuesta de área - volumen.

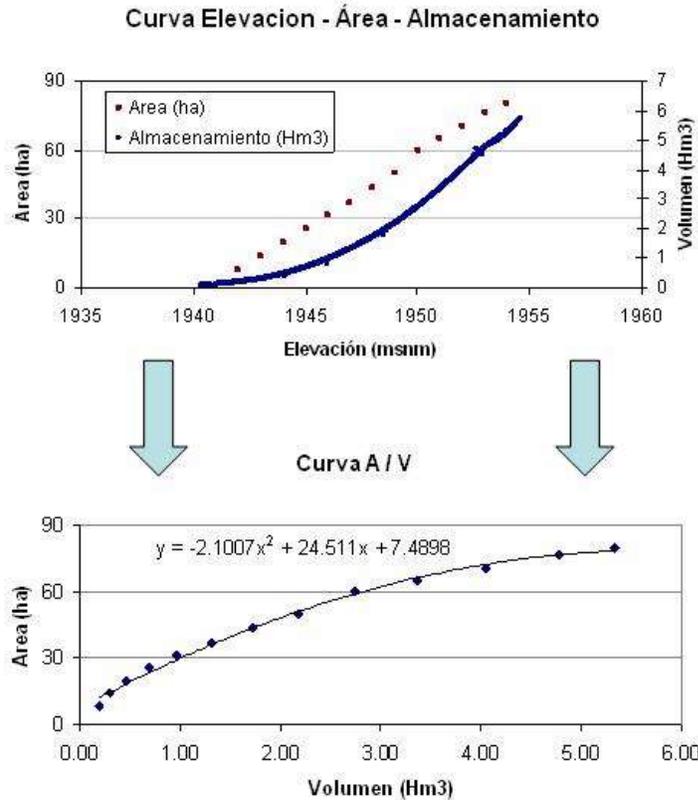


Figura D- 1: Generación de la función A/V a partir de la curva elevación-área-almacenamiento

Operación de la Presa:

Se requieren los parámetros *Vol_max_op* y *Vol_min_op* (Figura D- 2).

El volumen máximo de operación se deriva del *NAMO* (nivel de agua máximo de operación) y se considera como el volumen máximo de agua almacenado a partir del cual se empiezan a verter los excedentes por razones de seguridad de la presa. Se trata de una simplificación, ya que en la realidad no se vierte necesariamente a partir de un nivel fijo, el riesgo se calcula también a partir de los pronósticos del clima.

El volumen mínimo de operación se deriva del *NAMINO* y se considera como el volumen de agua a partir del cual una operación adecuada de las compuertas para toma de agua es garantizada.

Al contrario al *NAMO* y *NAMINO*, que son parámetros fijos, el volumen máx. y mín. de operación debe disminuir naturalmente con los años, debido al azolve del embalse. Los *Vol máx* y *min* de un año se calculan restando la tasa de azolve de los volúmenes de operación anterior:

$$Vol_{min_op}(t) = Vol_{min_op}(t-1) - Vol_{azolve_anual}$$

$$Vol_{max_op}(t) = Vol_{max_op}(t-1) - Vol_{azolve_anual}$$

El Vol-max de operación aumenta en cuanto se eleva la cortina, el Vol_min_op aumenta si se eleva el nivel de las compuertas.

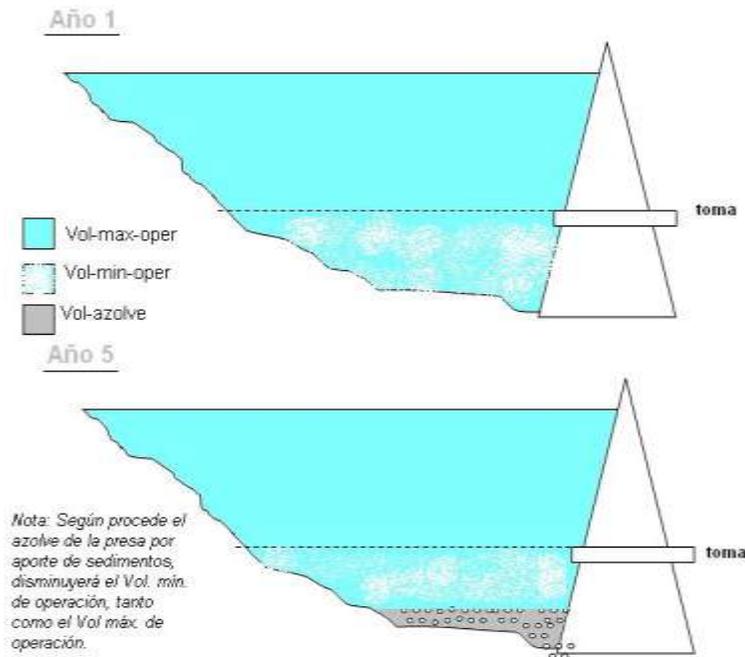


Figura D- 2: Explicación gráfica de los parámetros Vol_max_op y Vol_min_op

Cálculo

Para cada presa se calcula su balance de agua mensual en la forma de:

$$\Delta Alm = Entradas - Salidas$$

El volumen de agua almacenado en la presa (*Alm*) cada mes se calcula:

ALMACENAMIENTO

$$\left[\begin{array}{l} (Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - Vmax) > \frac{1}{4}(EV + GC + Apro_{prog}) \left(Vmax - \frac{3}{4}(EV + GC + Apro_{prog}) \right) \\ \text{si} \left[(Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC) < Vol_{min}, Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC - Apro_{real} \right] \\ \text{si} \left[(Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC - Apro_{prog}) < V_{min}, V_{min}, \right] \\ \text{si} \left[Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC - Apro_{real} \right] \end{array} \right]$$

Siendo:

$$Entr = Prec \text{ (mm/mes)} * coef_escurr * \text{área_cuenca} * 1000$$

AprCA = suma de gastos anuales de aprov. que extraen agua aguas arriba de la presa

$$EV = EV_{pan} \text{ (mm/mes)} / 1000 * A * 0.7$$

donde *EV_pan* se extrae mod. III Clima) y

$$A = -a * (Alm_{mes-1} * 10^6)^2 + (b * Alm_{mes-1} * 10^6) + c$$

GC = gasto comprometido mensual (m3/mes)

Vmax = Vol_max_op, *Vmin* = Vol_min_op

Apr_{prog} = suma de gastos programados de todos los usos que extraen agua de la presa
 Apr_{real} = extracción real de la presa, ya considerando la disponibilidad. Se calcula:

$$APROV_{real} \left[\begin{array}{l} (Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC) < V \min, 0, \\ si [(Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC - Aprox_{prog}) < V \min, Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - EV - GC - V \min, Aprox_{prog}] \end{array} \right]$$

Se calculan además los excedentes que se tienen que vertir cada mes debido a que el volumen de agua excede el volumen máx. de operación:

$$EXCEDENTE \left[\begin{array}{l} (Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - V \max) > \frac{1}{4}(EV + GC + Aprox_{prog}), \\ si [(Alm_{mes-1} + Entr - AprCA - V \max) - \frac{1}{4}(EV + GC + Aprox_{prog}) > 0 \end{array} \right]$$

Para fines de evaluación para cada presa se calcula el deficit mensual y anual de agua (extracción programada – extracción real).

A cada presa se le asigna un coeficiente de disponibilidad (Apr_{real} / Apr_{prog}), el cual se requiere para poder calcular el gasto real anual de cada aprovechamiento de agua superficial que extrae agua de esta presa.

Salida

Con la metodología simplificada propuesta, al usuario se le podría mostrar un balance para cada presa, incl. un diagrama con los volúmenes anuales de:

- Entrada
- Extracción programada
- Evaporación
- Gasto comprometido
- Disponibilidad
- Déficit
- Desperdicio (Excedentes).