



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

**PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES**

**DISEÑO OPTIMIZADO DE REDES DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA DE
LOS SISTEMAS DE FLUJO SUBTERRÁNEO EN EL ACUÍFERO 2411 “SAN LUIS
POTOSÍ”: HACIA UN MANEJO SUSTENTABLE**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

THOMAS HERGT

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

CO-DIRECTOR DE TESIS

DRA. GRACIELA HERRERA ZAMARRÓN

COMITÉ TUTELAR:

DR. PEDRO MEDELLÍN MILÁN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

**PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES**

**DISEÑO OPTIMIZADO DE REDES DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL
AGUA DE LOS SISTEMAS DE FLUJO SUBTERRÁNEO EN EL ACUÍFERO
2411 "SAN LUIS POTOSÍ": HACIA UN MANEJO SUSTENTABLE**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

THOMAS HERGT

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

CO-DIRECTOR DE TESIS:

DRA. GRACIELA HERRERA ZAMARRÓN

SINODALES:

PRESIDENTE:

DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

SECRETARIO:

DRA. GRACIELA HERRERA ZAMARRÓN

VOCALES:

DR. PEDRO MEDELLÍN MILÁN

DR. ANTONIO CARDONA BENAVIDES

DR. JOSE ALFREDO RAMOS LEAL

PROYECTO REALIZADO EN:
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
FACULTAD DE INGENIERÍA, ÁREA DE CIENCIAS DE LA TIERRA

CON FINANCIAMIENTO DE:

**FMSLP-2005-CO1-10 "DISEÑO DE REDES DE MONITOREO DE LA CALIDAD Y CARGA HIDRÁULICA
PARA EL ACUÍFERO PROFUNDO DEL VALLE DE SAN LUÍS POTOSÍ"**

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)
BECA-TESIS (CONVENIO No. 198321)

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES ESTA INLUIDO EN EL
PADRON NACIONAL DE POSGRADOS DEL CONACYT.**

Agradecimientos

A mi familia, mi gran orgullo en la vida.

A mi esposa Sandra Esparza Sandoval por motivarme a seguir superándome, tolerar mi tiempo fuera y apoyarme en todo, gracias por tu amor y apoyo incondicional desde que te conocí y caminar conmigo en todo siempre.

A mis hijos Paúl Fernando y Zafiro Stefanie por ser parte de mi vida y darle otro sentido a mi existencia, y darme grandes alegrías y nuevas experiencias como papá.

A mis padres Roland y Sigrun Hergt por siempre apoyarme en la vida.

A mí Opa Willy Rautenkraz por siempre estar al pendiente de mí y motivarme a seguir adelante a sus 90 años.

Al Dr. Javier Castro Larragoitia por recibirme como alumno de doctorado, dedicar su tiempo para la realización de la tesis y brindarme sus consejos.

A la Dra. Graciela Herrera Zamarrón por el apoyo y las varias sesiones de trabajo en el IMTA y en la UNAM.

Al Dr. Pedro Medellín Milán, por el apoyo y aportes hechos al estudio, por su disposición para la realización de este trabajo.

Al Dr. Antonio Cardona Benavides por su asesoría y comentarios durante el proceso del trabajo.

Al Área de Ciencias de la Tierra por las facilidades brindadas en la realización de este trabajo.

Al Dr. Joel Carrillo Rivera por sus consejos y comentarios durante la evaluación de la tesis y la preparación del artículo, por sus observaciones y recomendaciones que contribuyeron a mejorar este trabajo de investigación.

Al Dr. José Alfredo Ramos Leal por sus comentarios y observaciones a este trabajo y apoyo.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada durante los estudios de doctorado y por la posibilidad de contar con una extensión de beca.

A las Instituciones de Educación Superior (IES) del Espacio Común de Educación Superior (ECOES) y el GRUPO SANTANDER por la beca otorgada dentro del PROGRAMA DE MOVILIDAD ESTUDIANTIL.

Al Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales (PMPCA) de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), por la oportunidad de participar en su programa de doctorado y los conocimientos que adquirí.

A los coordinadores de la PMPCA durante el tiempo de mi estudio, Dra. Catalina Alfaro Torre, Dr. Antonio Reyes Agüero y Dra. María Deogracias Ortiz Pérez, por toda su ayuda con trámites y dudas académicas.

A Maricela Rodríguez Díaz de León por su apoyo en las cuestiones administrativas y su amistad.

A mis compañeros de generación del PMPCA, por los momentos compartidos.

Resumen

La problemática sobre disponibilidad y calidad de agua subterránea esta presente en todo el mundo, en especial en regiones áridas y semiáridas. El valle de San Luis Potosí presenta una problemática de deterioro de los recursos hídricos subterráneos, en especial en lo referente a la calidad, la cual ha sido detectada desde los años 1960's tanto en el acuífero somero (contaminación antropogénica) como en el acuífero profundo (contaminación natural). La presencia de dos sistemas de flujo subterráneo con diferentes calidades de agua en el acuífero profundo, planteó la necesidad de aplicar un análisis multivariado que permitiera asignar los aprovechamientos muestreados a alguna de estos sistemas y con ello poder obtener una mejor estimación en las concentraciones de los parámetros seleccionados, para el diseño de las redes óptimas de monitoreo.

La presente investigación se propuso como objetivo central, diseñar dos redes de monitoreo óptimas de bajo costo e incertidumbre, las cuales permitan estimar la calidad del agua en los sistemas de flujo de agua subterránea del acuífero profundo. Para ello se consideró tanto la identificación de los pozos asociados a los diferentes sistemas de flujo de agua subterránea, como la determinación de los parámetros químicos más representativos para definir los respectivos flujos, para así realizar la selección de las ubicaciones ideales entre los pozos existentes.

Para el diseño de la red de monitoreo óptimo se utilizó una metodología que incluye métodos hidrogeológicos, estadísticos, geoestadísticos, probabilísticos y un método de optimización heurística. Se determinaron las variables de temperatura, litio, sodio y fluoruro como las más adecuadas para la diferenciación de los flujos y también aptas para el monitoreo. El análisis de clúster de un total de 131 muestreas, diferenció 57 pozos para el flujo intermedio, 53 pozos para el flujo regional y 21 para un grupo de mezcla. Los dos últimos clúster se agruparon debido a su semejanza en composición química y además, para tener una cantidad suficiente (78 pozos) para el procedimiento.

Con el análisis geoestadístico se obtuvieron la matrices de covarianza de estas variables, las cuales son indispensable para el filtro de Kalman como método probabilístico para la optimización de la red de monitoreo. La posición de un pozo de observación o de muestreo a seleccionar, es entonces aquel que minimiza la variancia total de estimación, definida

como la suma de la varianza sobre todas las posiciones en que se va a estimar la concentración de la variable seleccionada en la matriz de covarianza. Con el método de optimización secuencial se seleccionaron finalmente una red de monitoreo óptima para el sistema de flujo regional de 25 pozos y una para el sistema de flujo intermedio de 40 pozos. Finalmente, el desarrollo de este trabajo no representa solamente una metodología para llegar a una red óptima de monitoreo, al mismo tiempo es una aportación para una gestión sustentable del agua subterránea que incluye así mismo la propuesta de la nueva cultura de agua, confrontando las causas principales de una “crisis de agua” en México y en el mundo.

Contenido

Índice.....	i
Índice de figuras.....	iv
Índice de tablas.....	vii

Índice

1 Introducción	1
2 Descripción de la zona de estudio.....	5
2.1 Localización.....	5
2.2 Clima.....	6
2.3 Vegetación.....	6
2.4 Geología.....	6
2.5 Geología Estructural.....	13
2.6 Hidrología	16
2.7 Hidrogeología.....	18
2.7.1 Descripción general.....	18
2.7.2 Los sistemas de flujo de agua subterránea y la problemática ambiental.....	19
2.7.3 Descripción específica de las unidades.....	25
2.8 Hidrogeoquímica.....	27
3 La situación del agua en San Luis Potosí, hacia un manejo sustentable....	31
3.1 Introducción.....	31
3.2 El desarrollo del abastecimiento del agua en San Luis Potosí.....	32
3.3 El acuífero y sus problemas causados durante su desarrollo.....	42
3.4 Hacia un manejo sustentable	49
3.5 El Balance de agua.....	59
3.5.1 El mito del balance de agua.....	59
3.5.2 La importancia de la recarga para la sustentabilidad del acuífero.....	61
3.5.3 El balance de agua en San Luis Potosí.....	62
3.6 La sobreexplotación en el contexto del desarrollo sustentable	65
3.6.1 Introducción.....	65
3.6.2 El concepto de “sobreexplotación”.....	69
3.6.3 La identificación de un desarrollo intensivo del agua subterránea.....	71
3.6.4 Opciones de manejo y soluciones.....	71
3.6.5 Antecedentes de la Red Nacional de Monitoreo.....	72

3.7 Objetivo del trabajo.....	75
4 Revisión de los métodos para el diseño óptimo de redes de monitoreo de la calidad del agua subterránea.....	77
4.1 Introducción.....	77
4.2 Métodos básicos para identificar planes de monitoreo de largo plazo.....	81
4.2.1 Métodos hidrogeológicos.....	81
4.2.2 Métodos de tendencia	82
4.3 Métodos estadísticos.....	83
4.3.1 Comparación estadística.....	83
4.3.2 Detección de tendencia.....	84
4.3.3 Métodos geoestadísticos.....	84
4.3.4 Método híbrido geoestadístico - hidrogeológico.....	85
4.4 Métodos probabilísticos.....	86
4.4.1 Métodos de Filtro de Kalman.....	86
4.4.2 Simulación probabilística.....	89
4.4.3 Método jerárquico.....	90
4.5 Métodos de optimización matemática.....	90
4.5.1 Programación entera.....	91
4.5.2 Recocido simulado.....	91
4.5.3 Algoritmo genético.....	93
4.5.4 Método basado en la teoría de entropía	94
5 Metodología.....	96
5.1 Introducción.....	96
5.2 Estadística descriptiva.....	98
5.3 Estadística multivariada.....	102
5.3.1 Análisis de factores.....	102
5.3.2 Análisis de Cluster.....	107
5.4 Fundamento del análisis geoestadístico.....	109
5.4.1 Introducción.....	109
5.4.2 Teoría de la geoestadística	110
5.4.3 Procedimiento del análisis geoestadístico.....	114
5.4.4 Estimación espacial.....	123
5.5 El filtro de Kalman.....	124
5.5.1 Introducción.....	124
5.5.2 Desarrollo del filtro.....	126
5.5.3 Procedimiento para minimizar la varianza total de error.....	130
5.6 Procedimiento para obtener la red óptima de monitoreo.....	131
5.6.1 Cálculo de la matriz de covarianza	132
5.6.2 Definición de los puntos de estimación y monitoreo	132
5.6.3 Jerarquización de los puntos de muestreo	132
5.6.4 Definición de la red final	134
6 Resultados.....	135
6.1 Introducción.....	135
6.2 Análisis multivariado.....	139

6.2.1 Introducción.....	139
6.2.2 Análisis estadístico.....	143
6.2.3 Análisis de factores.....	146
6.2.4 Análisis de cluster.....	150
6.3 Resultados geoestadísticas.....	155
6.3.1 Análisis estadístico del sistema regional.....	159
6.3.2 Análisis estadístico del sistema intermedio.....	162
6.3.3 Análisis estadístico de los factores.....	167
6.3.4 Análisis Estructural	170
6.4 Definición de la red óptima de monitoreo.....	174
6.5 Periodicidad del muestreo.....	190
7 Conclusiones.....	194
8 Bibliografía.....	200

Anexos

A Teoría del kriging.....	216
<i>A.1 Introducción.....</i>	<i>216</i>
<i>A.2 Planteamiento del kriging.....</i>	<i>217</i>
B Redes de monitoreo propuestas.....	220
<i>B.1 Red de monitoreo para el sistema de flujo intermedio.....</i>	<i>220</i>
<i>B.2 Red de monitoreo para el sistema de flujo regional.....</i>	<i>222</i>
C Estimación de costos para la operación de la red de monitoreo.....	224

Índice de figuras

Figura 2-1: Localización del área de estudio.....	5
Figura 2-2: La Ubicación de la zona de estudio dentro de las regiones fisiográficas en México (adaptado de INEGI, 2009).....	7
Figura 2-3: Mapa geológico del área del estudio (adaptado de Castillo Cruz, 2003).....	8
Figura 2-4: Secciones geológicas transversales (adaptado de Castillo Cruz, 2003).....	9
Figura 2-5: Provincia magmática de la Sierra Madre Occidental (tomado de Carrillo-Rivera et al., 2000).....	11
Figura 2-6: Distribución de las principales fallas normales cenozoicas poslaramídicas de la Mesa Central en el área de estudio (tomado de Carrillo-Rivera et al., 2000).....	15
Figura 2-7: Isolneas de las profundidades hasta las unidades volcánicas terciarias de Latita Portezuelo y Riolita Panalillo (adaptado de Castillo Cruz, 2003).....	16
Figura 2-8: Regiones hidrogeológicas en México (adaptado de EAM, 2008).....	17
Figura 2-9: El acuífero 2411 y los acuíferos circundantes (adaptado de CONAGUA, 2007).....	19
Figura 2-10: Efectos y manifestaciones de los flujos de agua subterránea en una cuenca hidrológica regional (tomado de Tóth, 2000).....	22
Figura 2-11: Ubicación vertical de los acuíferos en la zona de estudio (adaptado de Carrillo-Rivera et al., 2006).....	26
Figura 2-12: Localización de los sistemas de flujo de agua subterránea en el subsuelo.....	30
Figura 3-1: Crecimiento de la ciudad de San Luis Potosí 1959-2000 (tomado de COTAS, 2005).....	36
Figura 3-2: Zonas de Estado de San Luis Potosí (IDH-SLP, 2005).....	38
Figura 3-3: Evolución del PIB estatal en los años 1993 al 2006 (miles de pesos de 1993) (IDH-SLP, 2005).....	38
Figura 3-4: Comparación del crecimiento entre población y la extracción en los pozos (Carrillo-Rivera et al., 2002a, PDUSLP, 2000).....	44
Figura 3-5: La distribución y influencia del flujo de agua subterránea en cercanía de los pozos dependiendo de su profundidad y litología (adaptada de Carrillo-Rivera et al. (2002a)).....	47
Figura 3-6: Ruptura en el muro de una casa.....	48
Figura 3-7: Desplazamiento vertical de una calle.....	48
Figura 3-8: Los componentes del ciclo hidrológico según CONAGUA (2002).....	63
Figura 3-9: Acuíferos “sobreeplotados” por Región Hidrológico-Administrativa, 2007 (tomado de EAM, 2008).....	66
Figura 3-10: Ubicación de los pozos que forman parte de la red nacional de monitoreo de la Comisión Nacional del Agua.....	74
Figura 5-1: Histogramas con la curva de la distribución normal para a) HCO ₃ (unimodal) y b) pH (bimodal). Datos del muestreo del 2007 (tabla).....	99
Figura 5-2: Diagrama de caja con la explicación de los diferentes signos. Ej. Ca del muestreo 2007 (tabla Tabla 6-1).....	99
Figura 5-3: Ejemplo de una matriz de factores en dónde se presenta la rotación ortogonal.....	107
Figura 5-4: Carácter mixto de una Función Aleatoria (Cuador Gil, 2003).....	111

Figura 5-5: Forma típica de un semivariograma (Cuador Gil, 2003).....	116
Figura 5-6: Parámetros del semivariograma (Cuador Gil, 2003).....	117
Figura 5-7: Modelo de efecto pepita y ecuación (Cuador Gil, 2003).....	117
Figura 5-8: Modelo esférico y ecuación (Cuador Gil, 2003).....	118
Figura 5-9: Modelo exponencial y ecuación (Cuador Gil, 2003).....	118
Figura 5-10: Modelo gaussiano y ecuación (Cuador Gil, 2003).....	119
Figura 5-11: Modelo de efecto agujero y ecuación (Cuador Gil, 2003).....	119
Figura 5-12: Anisotropía geométrica (Cuador Gil, 2003).....	120
Figura 5-13: Anisotropía zonal (Cuador Gil, 2003).....	120
Figura 5-14: Operaciones de filtro de Kalman (tomado de Welch y Bishop, 2004).....	129
Figura 5-15: Ubicación espacial de posiciones de monitoreo y puntos de estimación.....	133
Figura 5-16: Matriz de covarianza a priori.....	133
Figura 6-1: Ubicación de los pozos seleccionados.....	136
Figura 6-2: Histogramas con la curva de distribución normal para a) temperatura, b) Potasio, c) litio y d) fluoruro del muestreo (Tabla 6-1).....	143
Figura 6-3: Histogramas con la curva de la distribución normal y los diagramas de cajas para la dureza (a-d) y cloruro (e-h) antes y después de excluirlos de la investigación.....	145
Figura 6-4: Screeplot para la determinación de la cantidad de factores de la 3. corrida.....	149
Figura 6-5: Diagramas de caja para el agrupamiento de flujos como resultado del análisis del cluster.....	153
Figura 6-6: Localización de los pozos con su asignación respectiva resultando del análisis multivariado.....	154
Figura 6-7: Histogramas con las curvas de la distribución normal para los parámetros a) temperatura, b) Na, c) Li y d) F del sistema de flujo regional.....	161
Figura 6-8: Distribución espacial de los parámetros del sistema de flujo regional para los parámetros a) temperatura, b) Na, c) Li y d) F.....	162
Figura 6-9: Histogramas con las curvas de la distribución normal para los parámetros a) temperatura, b) Na, c) Li y d) F del sistema de flujo intermedio.....	163
Figura 6-10: Histogramas con las curvas de la distribución normal para los parámetros a) IgF sin datos atípicos, b) IgLi sin datos atípicos y c) Li sin datos atípicos del sistema de flujo intermedio.....	165
Figura 6-11: Distribución espacial de los parámetros del sistema de flujo intermedio para los parámetros a) temp., b) Na, c) Li, d) F, e) IgF sin datos atípicos, f) IgLi sin datos atípicos y g) Li sin datos atípicos.....	166
Figura 6-12: La distribución del factor del sistema de flujo regional en a) el histograma con la curva de la distribución normal y b) el mapa espacial.....	168
Figura 6-13: La distribución del factor del sistema de flujo regional sin datos atípicos en a) el histograma con la curva de la distribución normal y b) el mapa espacial.....	169
Figura 6-14: La distribución del factor del sistema de flujo intermedio en a) el histograma con la curva de la distribución normal y b) el mapa espacial.....	170
Figura 6-15: Semivariogramas de los parámetros utilizados para el diseño de la red de monitoreo para el sistema de flujo regional y para el flujo intermedio.....	171

Figura 6-16: Mallas de estimación con los puntos de muestreos para a) sistema de flujo intermedio y b) sistema de flujo regional.....	175
Figura 6-17: Distribución de la zona de las mallas de estimación para el sistema de flujo regional e intermedio y su superposición parcial.....	177
Figura 6-18: Reducción de la varianza total y su influencia con el número de pozos para cada propuesta de matriz en los diferentes sistemas de flujo.....	179
Figura 6-19: El Promedio-DPAM y el número de pozos para cada matriz del sistema de flujo regional.....	185
Figura 6-20: El Promedio-DPAM y el número de pozos para cada matriz del sistema de flujo intermedio.....	187
Figura 6-21: El Promedio-DPAM y el número de pozos para cada matriz del sistema de flujo intermedio con la modificación del Li.....	188
Figura 6-22: Ubicaciones de los pozos que forman la red de monitoreo para el sistema de flujo regional e intermedio.....	189
Figura 6-23: Distribución espacial de las concentraciones del F para el sistema de flujo intermedio para a) la red de monitoreo con 40 pozos y b) todos los 78 pozos.....	191
Figura 6-24: Distribución espacial de las concentraciones del F para el sistema de flujo regional para a) la red de monitoreo con 25 pozos y b) todos los 53 pozos.....	192
Figura 6-25: Distribución espacial de las diferencias absolutas medias de las estimaciones para a) la red de monitoreo del sistema de flujo intermedio (40 pozos) y b) la red de monitoreo del sistema de flujo regional (25 pozos).....	193

Índice de tablas

Tabla 2-1: Las características de las presas en la zona de estudio.....	17
Tabla 2-2: Estratigrafía de la zona de estudio y su relación con los acuíferos (Carrillo-Rivera, 1992; Carrillo-Rivera et al., 2002b).....	28
Tabla 2-3: Promedio de los análisis químicos de los sistemas de flujo. Temp. en °C, CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$, componentes químicas en mg/L (Carrillo-Rivera et al., 2002a).....	29
Tabla 3-1: Evolución poblacional del municipio de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (PDUSLP 2000; Peña, 2006).....	35
Tabla 3-2: Gasto de extracción en los acuíferos por sector (CONAGUA, 2002).....	45
Tabla 3-3: El cálculo de la recarga de la cuenca hidrológica de San Luis Potosí.....	63
Tabla 3-4: Pozos que forman parte de la RNM en los acuíferos de San Luis Potosí.....	73
Tabla 4-1: Métodos de optimización del monitoreo a largo plazo por la cantidad de datos disponibles (ASCE, 2003).....	80
Tabla 5-1: Separación de los partes de una variable estandarizada (Überal, 1977).....	105
Tabla 6-1: Resultados del análisis químico del agua del muestreo 2007.....	136
Tabla 6-2: Estadígrafos de los elementos del análisis químico del agua del muestreo 2007 (Tabla 6-1).....	142
Tabla 6-3: Muestras del muestreo 2007 (Tabla 6-1) que no están incluidos en el procedimiento para el diseño de la red.....	144
Tabla 6-4: Coeficientes de correlación para las variables incluidas en el análisis de factores.....	146
Tabla 6-5: Matriz de componentes rotadas para los datos del análisis químico.....	147
Tabla 6-6: Matriz de coeficientes de correlación para las variables incluidas en el análisis de factores (2. corrida).....	147
Tabla 6-7: Matriz de componentes rotadas para los datos del análisis químico (2. corrida).....	148
Tabla 6-8: Matriz de coeficientes de correlación parcial para los datos del análisis químico (2. corrida).....	148
Tabla 6-9: Coeficientes de correlación para las variables incluidas en el análisis de factores (3. corrida).....	149
Tabla 6-10: Matriz de componentes rotadas para datos de análisis químico (3. corrida).....	149
Tabla 6-11: Agrupamiento de los flujos como resultado del análisis del cluster.....	152
Tabla 6-12: Pozos pertenecientes al sistema de flujo regional según el procedimiento del análisis multivariado.....	155
Tabla 6-13: Pozos pertenecientes al sistema de flujo intermedio según el procedimiento del análisis multivariado.....	156
Tabla 6-14: Estadígrafos de los parámetros del sistema de flujo regional.....	160
Tabla 6-15: Prueba de normalidad para los parámetros del sistema de flujo regional.....	160
Tabla 6-16: Estadígrafos de los parámetros del sistema de flujo intermedio.....	162
Tabla 6-17: Prueba de normalidad para los parámetros del sistema de flujo intermedio.....	163
Tabla 6-18: Estadígrafos de los parámetros F y Li del sistema de flujo intermedio.....	164

Tabla 6-19: Prueba de normalidad para los parámetros IgF, IgLi y Li sin datos atípicos del sistema de flujo intermedio.....	164
Tabla 6-20: Estadígrafos del factor del sistema de flujo regional.....	167
Tabla 6-21: Prueba de normalidad para el factor del sistema de flujo regional.....	168
Tabla 6-22: Estadígrafos del factor del sistema de flujo regional sin datos atípicos.....	168
Tabla 6-23: Prueba de normalidad para el factor del sistema de flujo regional sin datos atípicos..	169
Tabla 6-24: Estadígrafos del factor del sistema de flujo intermedio.....	169
Tabla 6-25: Prueba de normalidad para el factor del sistema de flujo intermedio.....	170
Tabla 6-26: Parámetros de los modelos obtenidos para cada parámetro y los índices de la calidad de ajuste para cada sistema de flujo.....	172
Tabla 6-27: Errores de la validación cruzada de los semivariogramas.....	173
Tabla 6-28: Las malla con los nodos o puntos de estimación y los puntos de muestreo (pozos) en el área de estudio.....	174
Tabla 6-29: Orden de importancia de los pozos para cada matriz y sistema de flujo respectivo....	181
Tabla 6-30: El número de pozos asignados a los porcentajes de la reducción de la varianza total seleccionados.....	182
Tabla 6-31: La DPAM de cada parámetro y su RVT correspondiente para cada matriz y sistema de flujo.....	183
Tabla 6-32: La DPAM de cada parámetro y su número de pozos correspondiente a los dos métodos del sistema de flujo regional.....	184
Tabla 6-33: La DPAM de cada parámetro y su número de pozos correspondiente para las dos matrices del sistema de flujo intermedio.....	186
Tabla 6-34: La DPAM de cada parámetro y su número de pozos correspondiente para los dos métodos aplicados al sistema de flujo intermedio con la modificación del Li.....	187

1 Introducción

El agua subterránea es un componente importante en el ciclo hidrológico, el cual tiene control sobre el abastecimiento de las necesidades económicas, sociales y ambientales. Es un recurso clave para el abastecimiento de la población urbana y rural; un recurso estratégico en caso de carencia de otras fuentes de agua o del deterioro de uno (sequía, contaminación) y un recurso decisivo para la agricultura e industria.

Por su naturaleza el agua subterránea tiene una importancia clave en muchos procesos geológicos, así como para mantener el equilibrio de los ecosistemas. Transporta materiales sólidos y disueltos, es un agente geológico con memoria de procesos ocurridos en espacio y tiempo particular y sirve como un factor de estabilización de los suelos y rocas (capítulos 2 y 3).

Los relativos bajos costos del agua subterránea resultan ventajosos para inversiones públicas y privadas. La conjunción de estos con una calidad y cantidad adecuada y estable favorecen el crecimiento económico de una región. El avance tecnológico a costos asequibles, junto con la existencia de acuíferos productivos, permite el desarrollo a un nivel aceptable de la población y los sectores industrial y agrícola (Foster *et al.*, 2001).

Por otra parte, en los países subdesarrollados, la desprotección y fragilidad de las comunidades rurales, el brusco crecimiento de la población urbana y la falta de recursos junto con la corrupción y la ausencia de prioridades sociales por parte de los gobiernos y ayuntamientos, así como la falta de responsabilidad de la comunidad internacional han llevado a una situación de inseguridad sanitaria básica para 1,500 millones de personas (Arrojo Agudo, 2006).

El aumento de la población y el crecimiento económico de una región conlleva en cualquier lugar, una presión sobre los recursos y el ambiente que rodean el lugar. La dependencia del ser humano del medio ambiente y su capacidad para modificarlo comprende una serie de impactos que no siempre están a favor de un desarrollo sustentable de una región. Estas actividades humanas ponen en peligro el equilibrio de la naturaleza con el recurso hídrico en especial el agua subterránea por contaminación y una gestión inadecuada la cual se refleja en impactos

ambientales negativos y en una reducción en la disponibilidad de agua que se convertirá finalmente a una crisis ecológica de los ecosistemas hídricos (Arrojo Agudo, 2006).

La sustentabilidad es un concepto que también considera un uso racional del agua tomando en cuenta cuestiones económicas, sociales, culturales y ambientales para mantener un crecimiento sostenido de una región sin una afectación del ambiente de una manera significativa. La correcta evaluación de los beneficios del recurso hídrico y la cuantificación de sus impactos permite una planificación sustentable de extracciones de la región la cual depende de un uso intensivo de agua subterránea.

Los efectos negativos más notables de un uso intensivo del agua subterránea se manifiesta por el descenso de niveles freáticos y el cambio en la calidad de agua. El descenso de niveles en los pozos esta acompañado por varios impactos como en la disminución del rendimiento de los pozos, aumento de los costos por la profundización, la perdida de las inversiones por el abandono final de los pozos (Foster *et al.*, 2001) y una subsidencia del suelo causando costos adicionales en el mantenimiento de las construcciones. Pero no siempre estos efectos están relacionados con un uso intensivo del acuífero, a menudo faltan datos fiables o análisis serios que llevan a predicciones poco reales de la situaciones actuales o al futuro (Llamas y Custodio, 2002) (capitulo 3).

Actualmente en el mundo carecen 1300 millones de personas de acceso garantizado a agua potable y 2000 millones no disponen de sistemas de saneamiento domestico. Para 2025 se estiman que 4000 millones de personas no tendrán acceso a aguas potables (Arrojo Agudo, 2006). Pero en realidad el problema no es tanto la escasez del agua sino la calidad y la gestión del recurso los cuales afectan directamente a la población. Vovich *et al.* (1995) estiman un uso de solo 0.007% de agua disponible directamente de la superficie de la tierra para actividades económicas y para los abastecimientos de la población.

No falta de mencionar que el agua no está distribuido homogéneamente en las diversas regiones del mundo. El acceso a las diferentes formas de agua depende de las zonas climáticas las cuales disminuyen la cantidad del agua disponible notablemente además de la problemática mencionado arriba.

En zonas áridas y semiáridas donde el agua superficial normalmente no está disponible, el agua subterránea es la principal y a veces única fuente para los diversos usos. En México, regiones áridas y semiáridas cubren la mitad del territorio de los cuales contienen cerca de 47.9 millones habitantes (45% del total) y proporcionan un 55% de la producto nacional bruto (PIB) (INEGI, 2000). Las fuentes de agua subterránea son la más importante para las necesidades de agua de México, representando más del 70% del abastecimiento de la industria y 70% de la población de 110 millones en total.

San Luis Potosí, ubicado en una zona semiárida en el Altiplano Mexicano, tiene una historia que cubre más de 400 años y un crecimiento económico y poblacional en especial en los últimos 50 años que está fuertemente relacionado con el agua subterránea. Los problemas que aparecen con el uso intensivo de este recurso para mantener el nivel de vida son muy diversos y ponen en peligro el crecimiento continuo ahora y en el futuro. Para encontrar soluciones y caminos para mejorar la situación se han generado programas de manejo, en especial por parte de Comité Técnico de Aguas Subterráneas (COTAS) del Acuífero del Valle de San Luis Potosí, con su Plan de Manejo Integral del Acuífero de San Luis Potosí (capítulo 3).

Las investigaciones sobre las posibilidades de abastecimiento de la población con agua potable, en especial en zonas semiáridas, es una revisión de las características hidráulicas del acuífero que abastece la zona (capítulo 2). En San Luis Potosí, se presenta el caso de un acuífero heterogéneo y complejo tanto desde el punto de vista estructural como lo cual dificulta en generar un modelo conceptual satisfactorio que permita describir el flujo de agua subterránea. Otro problema en la investigación del acuífero en la zona se debe a la variación de la calidad del agua, la cual depende en gran medida de los sistemas de flujos de agua subterránea que la aportan y que afectan de manera significativa su utilidad para abastecer a la población con agua de calidad adecuada.

El concepto de “Sistemas de flujos de agua subterránea”, es una herramienta importante no solo para entender el funcionamiento de agua subterránea sino también en su relación con el ambiente en términos de obtener indicadores del impacto humano y resolviendo cuestiones específicas sobre el sistema de aguas subterráneas–ambiente (capítulos 2 y 3).

Un aporte importante para la comprensión de las características del acuífero y la dinámica en la evolución de la calidad de agua subterránea del acuífero y su supervisión, consiste en el establecimiento de un programa de monitoreo de largo plazo (capítulo 4).

Un sistema de monitoreo, es una herramienta diseñada científicamente y utilizada en general para detectar cambios en un sistema y de esta manera proteger a las poblaciones vegetales, animales y humanos que interactúan con este (Vrba y Pěkny, 1991).

El monitoreo de largo plazo de los sistemas del flujo de agua subterránea proporciona datos necesarios para asegurar un manejo satisfactorio de los riesgos para la salud humana y del ambiente de acuerdo con los objetivos establecidos (capítulo 3). Varias aproximaciones de este tema se han desarrollado para diseñar redes de monitoreo adecuadas como se explica en el capítulo 4.

En este trabajo se pretende diseñar un red de monitoreo de la calidad de agua subterránea para el Valle de San Luis Potosí que logra una cobertura optima de detección de contaminaciones naturales o inducidos en el agua subterránea. Un punto importante en este contexto es la diferenciación de los sistemas de flujos de agua subterránea para ubicar su influencia y el grado de la afectación con su química a la población y al ambiente (capitulo 6). Todos los métodos y procedimientos presentados en el capítulo 5 tienen un objetivo matemático lo cual es fundamental para el diseño de la red y se deja describir con la disminución de la incertidumbre en la distribución de la calidad de agua subterránea en forma económica.

El incertidumbre no solo es la introducción de errores por el uso de valores medios con una dispersión grande también es una combinación de fenómenos menos conocidos y sus componentes estadísticos asociados.

La dificultad de describir de manera cuantitativa situaciones complejas y efectos retrasados relacionados hace difícil conocer el sistema completo pero esto es una situación común cuando se trata de describir fenómenos naturales. Con el monitoreo a largo plazo se espera encontrar soluciones que provean un mejor conocimiento del subsuelo disminuyendo la incertidumbre no solo en la distribución de la calidad sino también en la estimación de las características hidráulicas del acuífero y de los componentes del ciclo hidrológico.

2 Descripción de la zona de estudio

2.1 Localización

La zona de estudio (denominado Valle o Cuenca de San Luis Potosí) se encuentra en el suroeste del Estado de San Luis Potosí y comprende la capital del estado y el municipio con el mismo nombre y los municipios de Soledad de Graciano Sánchez y Cerro de San Pedro, así como una pequeña porción de los municipios de Mexquitic de Carmona y Zaragoza (CONAGUA, 2002) (Figura 2-1).

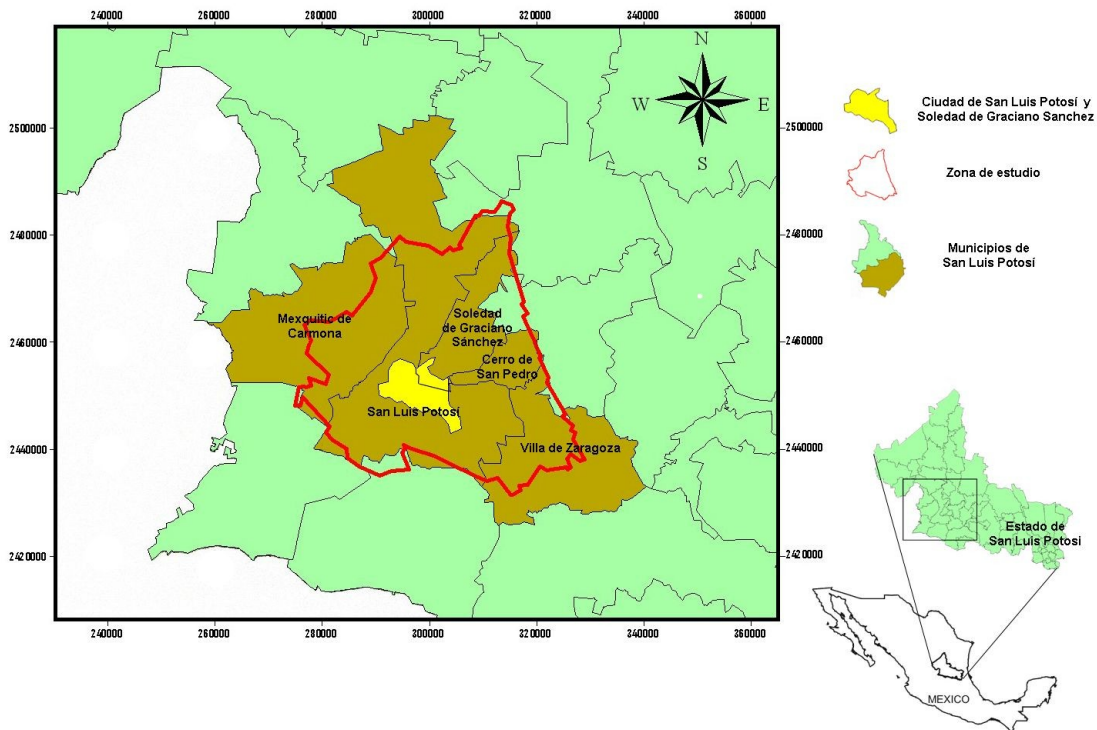


Figura 2-1: Localización del área de estudio

La cuenca superficial endorreica que ocupa el Valle de San Luis Potosí abarca un área de 1980 km² y se localiza entre los paralelos de 22°28' y 21°54' de latitud norte y los meridianos 101°05' y 100°45' de longitud oeste (Cotas, 2005) y pertenece a la Región Hidrológica N°37 (ver capítulo 2.6). La planicie de la cuenca tiene una altura promedio de 1850 a 1900 msnm y está limitada en el oeste por la Sierra de San Miguelito, en el este por la Sierra de Álvarez con alturas entre 2780 msnm y 2300 msnm, respectivamente. Al norte el límite se ubica sobre la Sierra de la Melada y al sur sobre la Sierra de San Miguelito y una planicie formando un

parteaguas poco visible con la cuenca de Jaral de Berrios- Villa de Reyes perteneciendo a la Región Hidrológica N°26.

2.2 Clima

El Valle de San Luis Potosí presenta un clima de tipo semiárido, con lluvia principalmente en los meses de verano, que alcanza un promedio cercano a 360 mm en la planicie y hasta 450 mm en la sierras. El periodo con un máximo de precipitación comprende los meses junio a septiembre en los cuales se presentan un 65% de la precipitación anual. La temperatura media anual es de 17.5 °C con un máximo en Mayo y Junio de 21°C y un mínimo de 13°C en enero.

El clima clasificado por Köppen y modificada por García (1988) se distribuye en esta región entre BWkw, BS₁kw y BS₀kw. Estos códigos señalan una evaporación que excede la precipitación, con un tipo de vegetación de zonas áridas y una evapotranspiración potencial en el orden de 2000 mm (Carrillo-Rivera, 1992). En las alturas de la zona predomina BS₁kw en especial en la Sierra de San Miguelito mientras en la planicie en el norte de la cuenca se encuentra el clima de tipo BWkw y en la porción central BS₀kw.

2.3 Vegetación

La vegetación es un factor importante en el control de las infiltraciones y los escurrimientos de aguas superficiales (Hergt *et al.*, 2002). En la región de San Luis Potosí se localizan en zonas altas matorral y bosque, y en las planicies pastizales (INEGI, 2002). El matorral crasicuale es el más importante en el área y está caracterizada por la gran variedad de cactáceas principalmente garambullo y nopales. Los bosques son de tipo pino-encino y encino-pino. Una parte (15% de la superficie) está reservado para las actividades agrícolas temporales o de riego para cultivos de maíz, frijol, chile, avena y alfalfa (Eco-Fin, 2002).

2.4 Geología

De acuerdo a la clasificación de las Provincias Fisiográficas de Raiz (1959), la zona de San Luis Potosí se ubica en la porción central del país, que comprende una amplia región de la Mesa Central, limitada al norte y oriente por la Sierra Madre Oriental, al occidente por la

Sierra Madre Occidental, y al sur por la Faja Volcánica Transmexicana (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b) (Figura 2-2).

A escala local se encuentra la zona entre las regiones de la Mesa Central y de la Sierra Madre Oriental. El principal elemento morfológico de esta región es una fosa tectónica con orientación N-S ocasionada por fuerzas tectónicas tensionales (Carrillo-Rivera *et al.*, 1996)

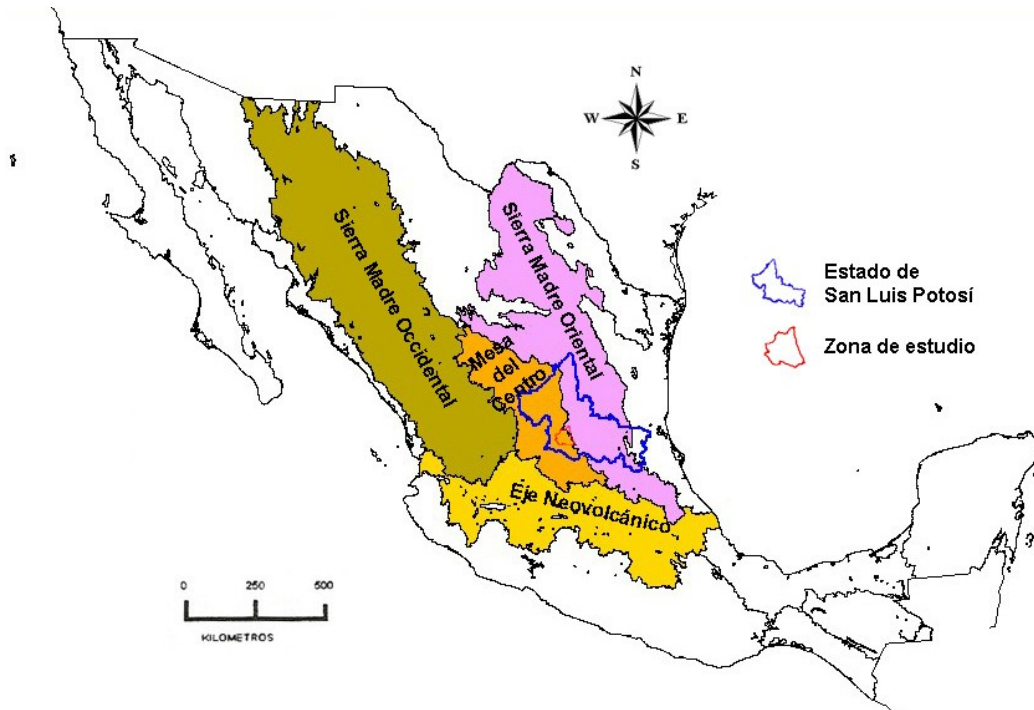


Figura 2-2: La Ubicación de la zona de estudio dentro de las regiones fisiográficas en México (adaptado de INEGI, 2009)

Principalmente se dejan diferenciar tres unidades geológicas en esta región: i) el basamento de fase marina de edad mesozoica, ii) una “cubierta” de rocas volcánicas de edad cenozoica y iii) el relleno de las depresiones que se formaron durante del Terciario por rocas cenozoicas (Castillo Cruz, 2003; Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b) (Figura 2-3 y Figura 2-4).

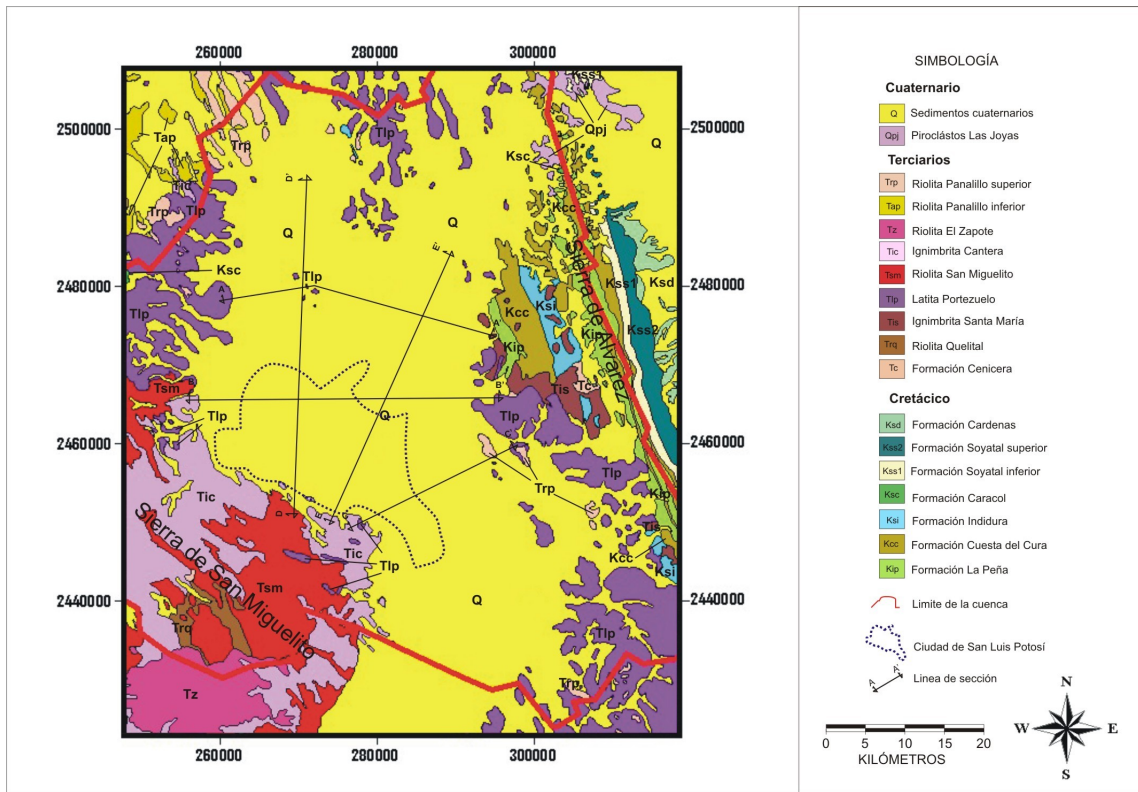


Figura 2-3: Mapa geológico del área del estudio (adaptado de Castillo Cruz, 2003)

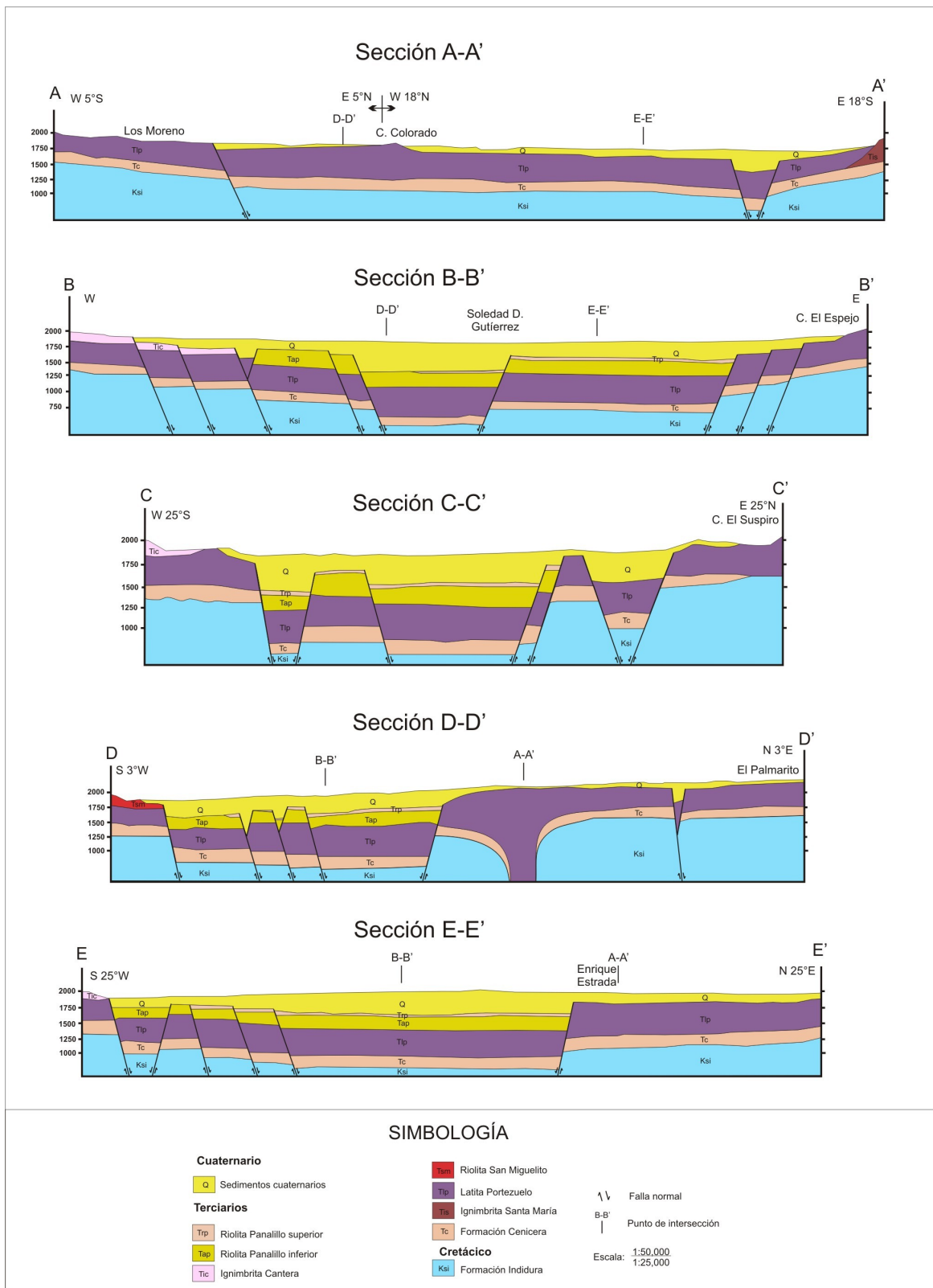


Figura 2-4: Secciones geológicas transversales (adaptado de Castillo Cruz, 2003)

En el basamento se encuentran dos elementos paleo-geográficos de Mesozoico: 1) la cuenca Mesozoica del centro de México y 2) la plataforma Valles-San Luis. La cuenca Mesozoica está caracterizada por esquistos y filitas del Carbonífero Inferior sobreyacida por una secuencia de rocas carbonatadas, calizas y areniscas del Cretácico Superior. Sus afloramientos se encuentran fuera de la zona de interés. Dentro de los límites de la cuenca afloran las rocas más antiguas (Aptiano-Albiano) en la parte oriental (Sierra de Álvarez) y corresponden al segundo elemento paleo-geográfico (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000).

Principalmente la secuencia de este periodo consiste de sedimentos carbonatados (Calizas) y pelíticos (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000), que presentan características de sedimentación en aguas profundas (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b) y están intensamente plegados constituyendo una serie de anticlinales y sinclinales con dirección de N20°W. En la región se puede diferenciar la formación Indidura y Cuesta del Cura (Sierra de Álvarez) al oriente y fuera de la zona de interés, la Formación Caracol (Sierra de San Miguelito). En algunas perforaciones del Valle de San Luis Potosí se ha detectado la presencia de estos sedimentos en profundidades de 1000 m, sobreyaciendo a la Formación La Peña. Junto con las rocas intrusivas de composición félsica del Terciario Temprano constituyen el basamento del acuífero. En este periodo también se dio origen a las estructuras de la Provincia Morfotectónica de la Sierra Madre Oriental por un plegamiento intenso (Orogenia Laramide) (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000).

La cubierta de las rocas del basamento está compuesta por conglomerados continentales del Eoceno (Formación Cenicera, Labarthe-Hernández *et al.*, 1982) y un paquete de rocas volcánicas de composición predominantemente félsica cuya edad varía entre 44 y 26 Ma (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000). Este unidad alcanza un espesor de 1700 m (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b) y forma parte de una provincia geológica de rocas volcánicas (Provincia Magmática de la Sierra Madre Occidental) (Figura 2-5) (Castillo Cruz, 2003) deformada por esfuerzos de tensión durante el terciario y cuaternario con una extensión que va desde la Faja Volcánica Transmexicana del sur de México hasta los Estados Unidos de América.



Figura 2-5: Provincia magmática de la Sierra Madre Occidental (tomado de Carrillo-Rivera et al., 2000)

El periodo terciario esta caracterizado por varios eventos volcánicos que según Nieto-Samaniego *et al.* (1996) se pueden diferenciar en 4 grupos:

- 1) Volcanismo heterogéneo (47.2 ± 1.2 Ma. y 37 ± 3.0 Ma)
- 2) Domos Riolíticos y algunas ignimbritas (32.0 ± 1.0 Ma. y 29.2 ± 0.8 Ma) (Ti, Td)
- 3) Grupo ignimbrítico (Tp) – (29.0 ± 1.5 Ma. y 24.8 ± 0.6 Ma)
- 4) Pórfido Cuarzomonzonítico - Tm

En el Eoceno medio (47.2 ± 1.2 Ma a 37 ± 3 Ma) se depositaron rocas volcánicas (derrames de lava, toba e ignimbrita) de composición andesítica a riolítica (Andesita Casita Blanca – Tcb) que sobreyacen discordantemente los sedimentos marinos del Mesozoico y alcanza un espesor de 80 a 160m. Este evento está relacionado con el desarrollo de una serie de fallas normales en dirección general NW-SE echado de 75° a 45° buzando al SW y con otro sistema de menor importancia con la dirección $N50^\circ E$ a $N20^\circ E$ echado al SE (Orogenia Laramide) (Labarthe-Hernández y Jiménez-López, 1994). En las cuencas y depresiones resultantes de estas estructuras se depositaron sedimentos lagunares y continentales (secuencia de brechas, conglomeradas y areniscas, limos y arcillas) que dieron origen a la Formación Cenicero (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000). Estos depósitos afloran al oriente, al sur, noreste y al este de la cuenca de SLP (Castillo Cruz, 2003).

El Oligoceno medio-tardío (entre 32 ± 1 Ma y 29.2 ± 0.8 Ma) está caracterizado por un volcanismo félsico que se identifica en diferentes partes de valle (Sierras de Santa María y San Miguelito) por los domos y derrames lávicos riolíticos con tobas e ignimbritas intercaladas. En esta unidad se puede diferenciar el Riolita San Miguelito-(Tsm) y sus equivalentes (Ignimbrita Santa María-Tis, Riolita Quelital-Trq, Traquita Ojo Caliente-Toc, Latita Portezuelo-Tlp). La expulsión de esta gran cantidad de magma formó grandes estructuras volcano-tectónicas, aprovechando las estructuras preexistentes con una orientación de $N45^{\circ}E$. Según sus dimensiones el más importante en la región es el graben o fosa tectónica de Villa de Reyes (Labarthe-Hernández, *et al.*, 1982, Tristán, 1986) que tiene su continuación hacia la zona de estudio. Esta unidad alcanza un espesor de 500 a 1300m y sobreyace discordantemente el basamento y las Formaciones Cenicero y Andesita Casita Blanca.

Ignimbritas con intercalaciones de toba y lava riolítica se depositaron en el Oligoceno tardío (entre 29 ± 1.5 Ma y 24.8 ± 0.6 Ma) (Castillo Cruz, 2003) y llenaron las depresiones que resultaron del fallamiento en bloques, constituyendo pilares y fosas tectónicas con una orientación entre $N^{\circ}30 - 60^{\circ}W$ (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000). Dos unidades se encuentran en esta zona principalmente en la Sierra de San Miguelito y la Sierra de Santa María y se denominaron Ignimbrita Cantera (Tic) y Riolita Panalillo (Tap y Trp). Su espesor varía de 200 a 900m

Una unidad aislada se encuentra en Cerro de San Pedro (Pórfido Cuarzomonzónico - TM) dentro de la zona de interés y se trata de un cuerpo intrusivo asociado con una mineralización fuerte de Pb-Ag y Au. La edad no se ha determinado pero por su localización estratigráfica se conoce una edad posterior de los eventos cretácicos (Carrillo-Rivera *et al.*, 2000).

Un evento volcánico en esta zona tuvo lugar en el Mioceno medio-tardío (8.1 ± 0.8 Ma) con derrames de andesitas y basaltos procedentes de una posible intersección de la fosa tectónica de Villa de Reyes con otras estructuras de carácter regional (Tristán, 1986). Esta unidad (Basalto Cabras - Tbc) se depositó en la Sierra Santa María y en el SW del Valle de San Luis Potosí con un espesor de 25m (Castillo Cruz, 2003).

En el pleistoceno se terminó la actividad volcánica en este lugar con un evento magmático de tipo básico que está representado por la formación Las Joyas (Labarthe-Hernández *et al.*, 1982).

Simultáneamente con la formación de la fosa se inició el relleno de varias depresiones con una secuencia clástica compuesta por gravas, arenas, limos y arcillas (Labarthe-Hernández *et al.*, 1982; Tristán, 1986). Estos sedimentos provienen de los flancos de la fosa, originados por la erosión de las rocas de las sierras circundantes (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002a). Los sedimentos se interstratifican con las expulsiones volcánicas (tobas) posteriores del Oligoceno tardío y forman la unidad Terciario Granular Indiferenciado (TGI) con un espesor de 500 a 600m (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b). En los márgenes de la fosa se encuentran varios bloques que hundieron a lo largo de las fallas existentes e interconectadas hasta el centro del valle con mayor profundidad.

Movimientos diferenciales en las fallas normales modificaron el subsuelo de la manera que los depósitos posteriores cambiaron su ubicación dentro de la cuña de material de manera que en vista tridimensional es difícil de determinar su ubicación exacta (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b).

Registros litológicos indican un horizonte de arena fina y limo en el centro de la cuenca con un espesor de 50 a 150 m en el subsuelo. Esta capa se encuentra a una profundidad de 100 m en la mayor parte de la cuenca excepto en sus márgenes (Carrillo-Rivera *et al.*, 1996) y resulta depositado en condiciones lacustres (Cardona, 1990).

El tope de este relleno está formado por aluviones del Cuaternario constituidos por materiales heterogéneos que incluyen arenas, gravas y limos intercalados con basaltos. Una estratigrafía simplificada en relación con los acuíferos de la zona se presenta en la Tabla 2-2.

2.5 Geología Estructural

Estudios realizadas por Stewart (1978) describen un comportamiento tectónico y un volcanismo para la zona de San Luis Potosí y en especial para la Villa de Reyes parecido a la Provincia de Cuencas y Sierras (Basic and Range province). Varios autores apoyan este punto de vista con estudios de la corteza terrestre (Fix, 1975) y estudios sobre la extensión

poslaramídicas con la apariencia de la formación de fosas y pilares tectónicos (Tristán, 1986). Se permite diferenciar dos eventos tectónicos, un primero a finales del Cretácico Superior y principios del Terciario y un segundo en el Terciario medio (Oligoceno). El evento durante el Cenozoico Tardío está caracterizado por efectos de la Orogenia Laramide que originó el anticlinorio de la Sierra de Alvarez. La actividad ígnea desarrollada durante el Terciario Medio causó un evento tectónico extensivo que originó un sistema de fallas y fracturas con orientación NW-SE y NE-SW formando un sistema de fosas y pilares tectónicos que afectó rocas del Mesozoico y Terciario Inferior en esta región. Las principales estructuras que se desarrollaron en esta etapa fueron las fosas tectónicas de Villa de Reyes – San Luis Potosí, Sierra de San Miguelito, Sierra Santa María y la fosa de Villa Arriaga - El obraje - Ojuelos. En comparación con EUA donde las fallas y fracturas extensionales del Cenozoico afectaron un amplio sitio desde la Sierra Nevada hasta la Meseta del Colorado con fosas y pilares tectónicas del Río Grande, en México comprende las Provincias Fisiográficas de la Sierra Madre Oriental, Mesa Central y Mesa del Norte.

La zona de estudio muestra una tectónica que está representada por pilares y fosas tectónicas de orientación NE-SW (fosa tectónica de Villa de Reyes) y NW-SE (Graben de Bledos, de Enramadas, de Loreto, de Aguascalientes, etc). En la Figura 2-6 se presenta la distribución de las principales fallas normales cenozoicas poslaramídicas de la Mesa Central en la región de estudio.

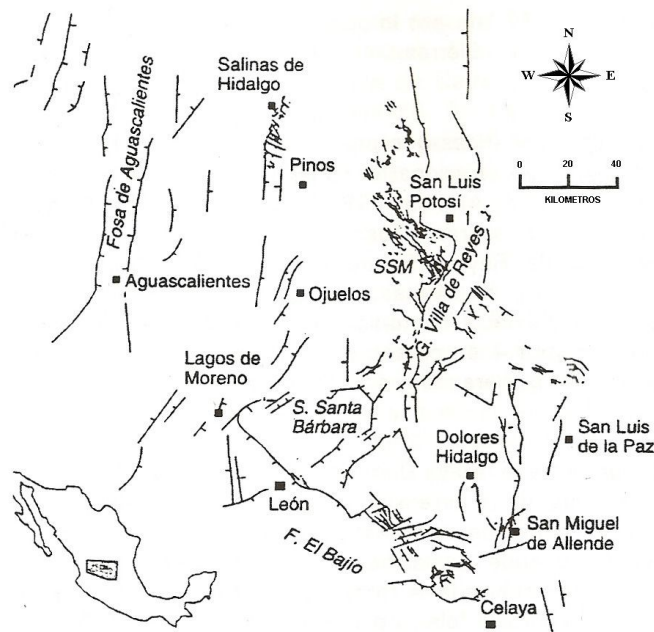


Figura 2-6: Distribución de las principales fallas normales cenozoicas poslaramílicas de la Mesa Central en el área de estudio (tomado de Carrillo-Rivera et al., 2000)

Las fosas de San Luis Potosí – Villa de Reyes forman parte de una estructura geológica regional que se prolonga del sur hasta de la ciudad de León con un rumbo general NE 40° y presenta una deflexión hacia el NW a la altura de La Pila y Villa de Pozos para continuar con una orientación casi N-S pasando por San Luis Potosí.

En un estudio realizado por Castillo Cruz (2003) se usaron 175 pozos con sus cortes litológicos, 16 secciones geofísicas, 49 sondeos eléctricos verticales y 18 secciones geológicas. Con un análisis de estos datos se pudo mostrar que varias unidades geológicas en especial las volcánicas del periodo Terciario se encuentran a diversas profundidades en la región. Así varía la profundidad de la Formación Indidura que se encuentra al norte de San Luis Potosí a 177m y al este de Soledad de Graciano Sánchez a 1148m. La unidad con la mayor distribución en el subsuelo es la Latita Portezuelo. Esta unidad se encuentra en el norte de la zona a profundidades de 30 a 200m mientras en el sur a 200 a 500m.

Con isoclinas las cuales muestran la profundidad hasta una capa de cualquiera de las unidades volcánicas terciarias (principalmente Latita Portezuelo y Riolita Panalillo), se detectaron 2 depresiones en el Valle de San Luis Potosí (Figura 2-7). La primera depresión se localiza en el norte de la zona de interés (Zona de Peñasco) con una profundidad de 300m, ocupando una

superficie de 90 km² y una orientación de NW-SE. Esta depresión, dividida en dos partes, presenta una estructura de fosa-pilar-fosa. La segunda depresión se encuentra en la zona central y coincide con la zona urbana de la Ciudad de San Luis Potosí. En el plano ocupa una superficie de 450 km² y la configuración topográfica es muy irregular con dos mayores depresiones en Soledad de Graciano Sánchez y en Los Salazar con profundidades de hasta 400m

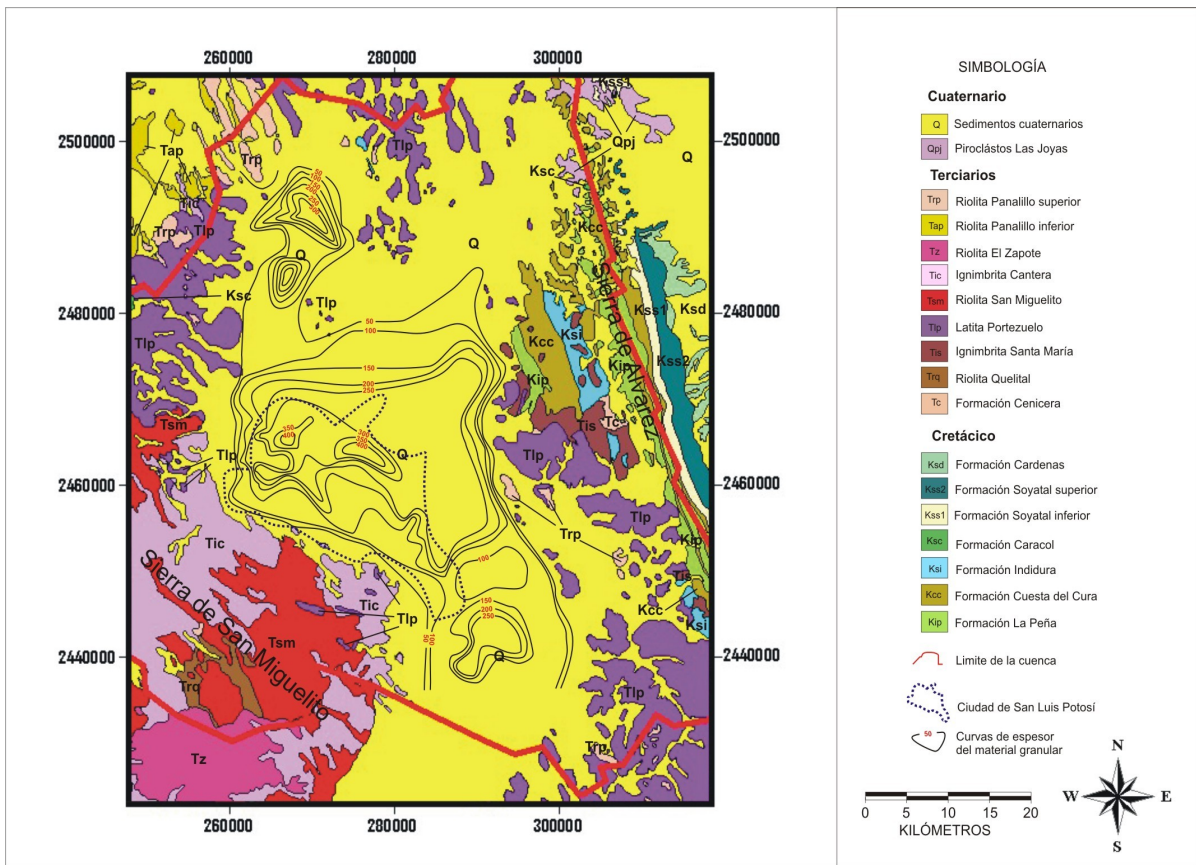


Figura 2-7: Isolinias de las profundidades hasta las unidades volcánicas terciarias de Latita Portezuelo y Riolita Panalillo (adaptado de Castillo Cruz, 2003)

Estas dos depresiones están separadas por un alto estructural en la zona de Rinconada, donde la Latita Portezuelo aflora en varios cerros. Estas depresiones son resultado principalmente de la actividad tectónica y la subsecuente conformación del subsuelo en fosas y pilares.

2.6 Hidrología

El país esta dividido en trece regiones hidrológico-administrativas, dentro de las cuales se encuentran 37 regiones hidrológicas. La zona de estudio forma una pequeña parte de la región

hidrológico-administrativa VII, Cuencas Centrales del Norte y de la región hidrológica N° 37 “El Salado”. (CONAGUA, 2008) (Figura 2-8).

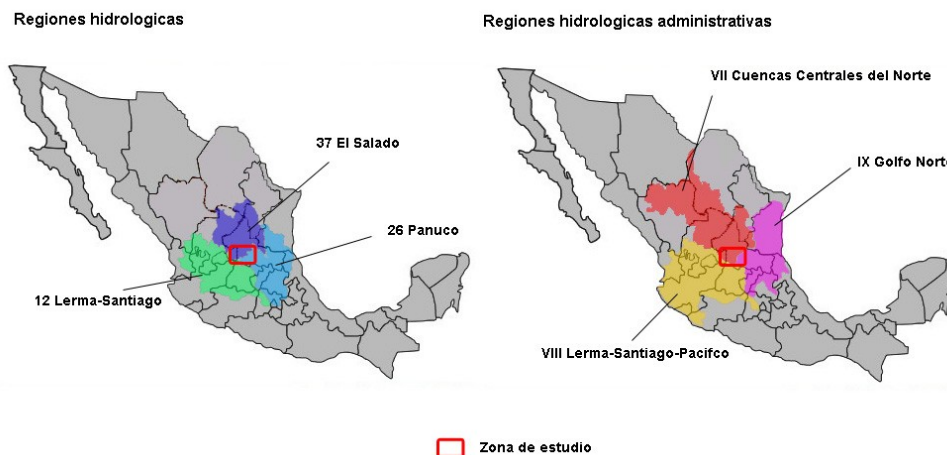


Figura 2-8: Regiones hidrogeológicas en México (adaptado de EAM, 2008)

En esta cuenca hidrológica de San Luis Potosí se encuentran escurrimientos intermitentes, los cuales provocan inundaciones en periodos de pluviosidad alta, sobre todo en las zonas bajas. Para la captación de estos escurrimientos que se originan en la Sierra de San Miguelito se construyeron las presas de San José, El Peaje, El Potosino y Cañada del Lobo, en dónde las primeros dos presas contribuyen para el abastecimiento de la ciudad. Las presas El Potosino y el Cañada del Lobo operan para el control de avenidas por las lluvias. Las características generales de las presas se presentan en la Tabla 2-1.

Tabla 2-1: Las características de las presas en la zona de estudio

Presa	Corriente superficial	Área drenada (km ²)	Capacidad actual (Mm ³)	Capacidad potencial (Mm ³)	Periodo de construcción
San José	Río Santiago	265	5.14	7.5	1905
El Peaje	Arroyo Grande o Azul y Las Cabras	81	6.79	8.3	1949 – 1950
El Potosino	Río El Potosino	57	0.76	2.75	1985 – 1988
Cañada del Lobo	Maguey Blanco y Cañada de Lobo	13	0.8	1	1986 – 1987

La presa de San José se localiza a unos 4 km al oeste de la ciudad de San Luis Potosí. Su cuenca hidrográfica integra un área de 264.6 km², superficie que comprende las cuencas de las

Presas El Peaje y El Potosino, ubicadas aguas arriba. La captación es por el Río de Santiago, que está formada por varios arroyos que tienen sus orígenes en pequeñas sierras situadas al oeste de la ciudad de San Luis Potosí.

La presa El Peaje se encuentra al suroeste de la ciudad, a una elevación de 2,129.0 msnm. Se aprovecha de las corrientes del arroyo Grande o Azul y Las Cabras que tiene sus orígenes en el Cerro El Hormiguero a 2,600 msnm.

La presa de El Potosino fue diseñada exclusivamente para el control de avenidas, operando de tal manera que los gastos de descarga de la presa San José, ubicada aguas abajo, no superaran la capacidad de conducción del río Santiago a su paso por la zona conurbada de San Luis Potosí – Soledad de Graciano Sánchez.

También para el control de avenidas se construyó la presa Cañada de Lobos. Se localiza a 3 km al sur de la ciudad de San Luis Potosí, su almacenamiento se forma por las corrientes Maguey Blanco y Cañada de Lobo y controla la corriente del Río Española.

2.7 Hidrogeología

2.7.1 Descripción general

La cuenca de San Luis Potosí tiene similitud en las características geológicas a numerosas cuencas que se encuentran en el norte de México y sur de los Estados Unidos (Carrillo-Rivera *et al.*, 2007) (ver capítulo 2.5). En San Luis Potosí las rocas volcánicas terciarias y el material de relleno de la fosa formaron una unidad hidrogeológica heterogénea y anisótropa de extensión regional.

Por cuestiones administrativas de la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA), que es la entidad del gobierno federal encargada de la gestión de los recursos hídricos nacionales, esta unidad hidrogeológica (Acuífero 2411) tiene sus límites correspondiendo a los de la cuenca hidrológica (ver capítulo 2.6), para formar “una unidad de gestión del recurso hidráulico” (CDHCU, 2008) (Figura 2-9). Se reconoce a la cuenca superficial como el espacio óptimo para el estudio y gestión de los recursos hidráulicos superficiales, para el agua subterránea se presenta ciertas limitaciones. Los límites naturales superficiales que abarcan el agua de una

cuenca definida espacialmente no corresponden siempre también para el subsuelo sino se puede existir conexiones subterráneas entre las cuencas superficialmente separadas causando interdependencias de los sistemas ambientales y socioeconómicos no siempre obvios entre las cuencas (Martínez, 2005; Dourojeanni *et al.*, 2002). Los estudios deben de considera estos aspectos en especial en zonas áridas y semiáridas dónde el agua para el abastecimiento de la población, agricultura e industria proviene principalmente del subsuelo y tiene una suma importancia.

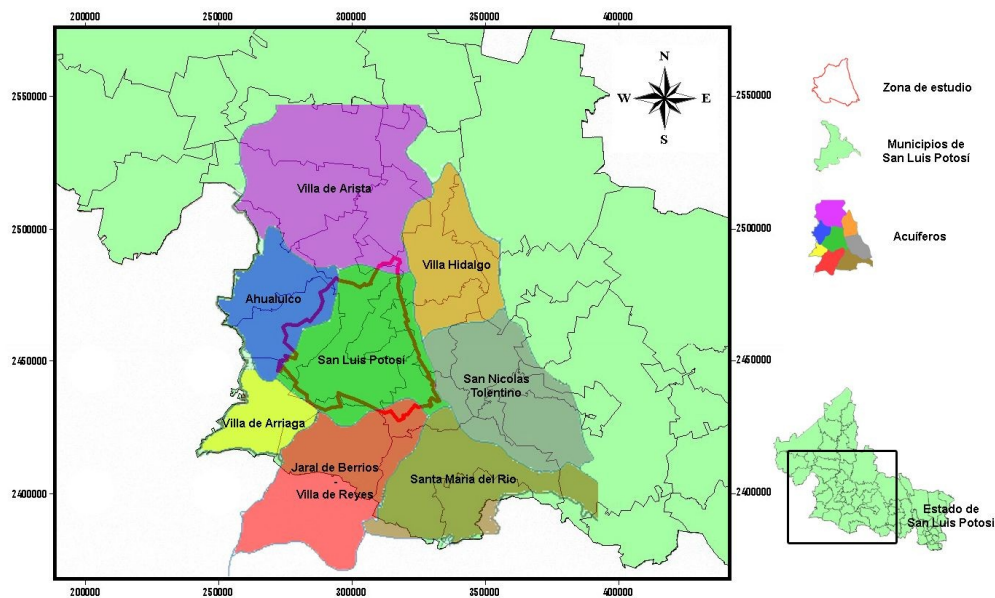


Figura 2-9: El acuífero 2411 y los acuíferos circundantes (adaptado de CONAGUA, 2007)

2.7.2 Los sistemas de flujo de agua subterránea y la problemática ambiental

Para el mejor entendimiento del comportamiento hidrogeológico de la región es importante el conocimiento no solamente de la distribución de las unidades hidrogeológicas sino también el concepto de los sistemas de flujos de agua subterránea. Este concepto ayuda no solamente en el entendimiento del comportamiento químico o hidráulica del agua subterránea sino también explica fenómenos ambientales que están relacionadas con una extracción de agua y sirve mejor para un estudio que el sistema acuífero que puede estar compuesto de varios sistemas de flujo. Una investigación detallada y profunda de los sistemas de flujo de aguas subterráneas lleva al reconocimiento de la problemática ambiental causado por un mal manejo del recurso

de agua subterránea hacia una solución adecuada para mantener el ecosistema en equilibrio y sustentable.

Para el entendimiento de los diferentes procesos naturales y manifestaciones que causa el agua subterránea a diferentes escalas espaciales y temporales, se hizo necesario implementar un nuevo enfoque en la comprensión y análisis del recurso hídrico. Desde hace mucho tiempo está reconocido el papel importante del agua subterránea en muchos procesos geológicos pero fue hasta los años 60-70's, cuando se comprendió que esta conexión tiene una causa, el sistema de flujos de agua subterránea (Tóth, 2000). Empezando con la observación, evaluación y modelación del flujo a escala de cuenca y sus factores que controlan el flujo, Tóth (1962, 1963, 2000) ha proporcionado una teoría unificada para la explicación y entendimiento de un gran número de procesos y fenómenos naturales a escalas espaciales y temporales amplias. De este modo el sistema de flujo de agua subterránea es un objeto más apropiado para el estudio y el entendimiento de los procesos de los fenómenos naturales superficiales y subterráneos que el acuífero.

La forma básica de los sistemas de flujo proviene del concepto de la continuidad hidráulica en una cuenca unitaria en dónde se define una zona de recarga con un flujo descendente, una zona de tránsito con un flujo horizontal y una zona de descarga con un flujo ascendente (Tóth, 1995). Los niveles freáticos de agua en estas zonas están caracterizados por una profundidad mayor en las zonas de recarga que en las zonas de descarga en dónde los niveles pueden alcanzar la superficie produciendo humedales.

Cada zona de distribución del flujo subterráneo tiene sus características específicas que están definidos en base de procesos químicos, físicos y cinéticos, presentando fenómenos naturales subterráneos y superficiales para formar un “ambiente hidrogeológico” (Tóth, 1970), un modelo conceptual que determina los parámetros principales de un régimen del agua subterránea en un área determinada según las características geológicas, topográficas y climáticas. Los parámetros principales que definen un régimen de agua subterránea son: el contenido del agua en el subsuelo, la geometría de los sistemas de flujo, la descarga específica, la composición química del agua, la temperatura y la variación temporal de todos los anteriores (Tóth, 2000).

El reconocimiento de los efectos biológicos, químicos e hidráulicos de estos procesos ayuda en la identificación de estas componentes del régimen de flujo subterráneo.

Las dimensiones espaciales del acuífero y su estructura condicionan la formación de diferentes sistemas de flujos de agua subterránea (Madrey Rascón y Carrillo Rivera, 2005). Se puede diferenciar tres tipos: el sistema local, el sistema intermedio y el sistema regional (Tóth, 1963). Algunas características de los sistemas de flujos son muy comunes en las observaciones en el campo como 1) la superposición vertical de diferentes tipos de sistemas de flujo en una región y 2) la existencia de la recarga o descarga de sistemas de flujo de diferente jerarquía en la misma región.

El movimiento de agua subterránea depende principalmente de su contenido de energía potencial y el gradiente hidráulico que provoca un desplazamiento de una zona topográficamente alta (zona de recarga) a una zona baja (zona de descarga).

Principalmente los sistemas de flujos se diferencian por la profundidad del recorrido y sus características hidrogeoquímicas. El contenido de elementos químicos en el agua subterránea es dependiente del medio geológico y generalmente aumenta al ampliar la escala espacial y temporal, en especial en el contenido de elementos traza. El flujo local que se encuentran a corta distancia de su zona de recarga y en una profundidad somera se caracteriza por un contenido bajo de sales disueltas, una temperatura baja, bajo pH, valor alto de Eh y un alto contenido de oxígeno disuelto. Mientras la presencia del flujo local es limitada a una cuenca, el flujo intermedio puede pasar los límites para descargar en una cuenca topográficamente más baja. Su recorrido es más profundo, lo que resulta en una temperatura mayor, menor contenido de oxígeno disuelto, menor Eh, el pH más alto y un mayor contenido de sales disueltas. Si existen acuíferos suficientemente profundos, se puede formar un flujo regional con sus características químicas específicas que incluyen una temperatura alta, bajo contenido de oxígeno disuelto, Eh negativo, el pH alto y un alto contenido de sales disueltas. Su zona de recarga se ubica principalmente fuera de la zona de estudio y su recorrido es más profundo que los flujos anteriormente descritos. El tiempo de residencia de los flujos es muy diverso, se estima para el flujo local un tiempo corto (días o meses) del recorrido de la zona de recarga hasta la zona de descarga aumentando el tiempo con la profundidad y distancia recorrida,

hasta llegar a siglos en el caso de los flujos regionales. La Figura 2-10 describe de manera esquemática la distribución de los flujos con sus características físico-químicas específicas.

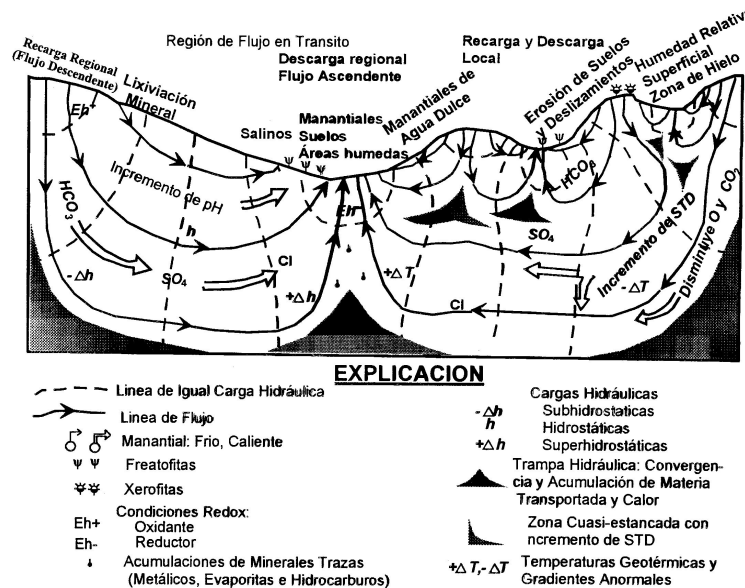


Figura 2-10: Efectos y manifestaciones de los flujos de agua subterránea en una cuenca hidrográfica regional (tomado de Tóth, 2000)

Los flujos se separan por la densidad como consecuencia de su temperatura y el contenido químico. Pero también existen mezclas de los sistemas de flujos sobre todo durante la extracción del agua en los pozos perforados a una profundidad límite donde se encuentran en zonas de contacto entre dos sistemas dos sistemas de flujo diferentes o si existe una conexión hidráulica en un sistema acuífero.

Como se mencionó arriba, el contenido químico en los sistemas de flujo depende en gran parte de su tiempo de residencia en el subsuelo, por su profundidad y recorrido realizado. Tóth (2000) señala a esto como un agente geológico por los procesos físicos, químicos y cinéticos en el agua subterránea que definen el comportamiento de los sistemas de los flujos presentando fenómenos naturales subterráneos y superficiales.

El número y la diversidad de los fenómenos naturales o efectos ambientales que se generan por el flujo subterráneo son prácticamente ilimitados y sus manifestaciones se pueden englobar en unos tipos básicos con ligeras variantes por las características locales del

“ambiente hidrogeológico”. Pueden ocurrir a cualquier profundidad o escala temporal, solamente la velocidad de interacción y los procesos resultantes pueden ser muy diferentes.

Los efectos y fenómenos causados por el agua subterránea se pueden agrupar en seis tipos básicos:

Los primeros fenómenos asocian a los efectos **hidráulicos** del flujo de agua subterránea a escala de cuenca. Estas son descritos arriba e incluyen la distribución espacial sistemática de las componentes verticales del flujo y la profundidad del flujo, la cual depende del relieve y de la geometría del acuífero determinando las zonas de recarga y descarga con sus características (humedad, sequía) respectivamente.

También se mencionaron los diversos efectos sobre la **química y mineralogía** del acuífero que son causados por el flujo, con sus características específicas físico-químicas, se asocia un aumento del contenido de STD en el agua en la dirección del flujo, un cambio en las facies aniónicas de bicarbonatada a sulfatada y clorurada, una disminución de los contenidos oxígeno y un cambio en el potencial rédox de positivo a negativo. En la zona de recarga domina la disolución y en la zona de descarga la precipitación de las sales. La zona central actúa como zona de transporte de masa, energía o de intercambios de solutos.

Los efectos del agua subterránea en la **vegetación** se caracterizan dependiendo de la humedad y salinidad del suelo por xerófitas (zona de recarga), freatofitas o halofitas (zona de descarga).

La problemática en la **mecánica del suelo y rocas** es diversa y ocasionada por el contenido de la humedad y las presiones intersticiales. Un cambio en este contenido puede provocar varios efectos sobre la estabilidad del suelo.

En la **geomorfología**, los procesos de agua subterránea son especialmente dedicados a los fenómenos cársticos con sus diversas formas pero también a las formas que aparecen por un cambio en la inestabilidad del suelo como hundimientos y fracturas.

El agua subterránea tiene un papel importante en el caso de **transporte y acumulación** de sales. Un aspecto a considerar es la degradación natural del agua subterránea a medida que

aumenta su tiempo de residencia en el subsuelo; registrándose mayores concentraciones de algunos elementos dependiendo de los diferentes tipos de flujos (Mulvey, 2002).

El elemento clave para esta gran diversidad de efectos es la gran variabilidad espacial y temporal de estos efectos comentados. El flujo subterráneo se puede desplazar desde muy somero hasta grandes profundidades (15-20 km) y desde lapsos de tiempo cortos (100m/d) hasta tiempos geológicos (1mm/siglo). También la estabilidad de los flujos depende de la profundidad. Cerca de la superficie, el esquema de flujo sufre modificaciones rápidas por variaciones superficiales mientras a grandes profundidades o en acuíferos confinados el proceso es más lento o no muestra afectaciones causadas por un cambio en la superficie o cambios en la profundidad no llegan a la superficie.

Para el comportamiento de las aguas subterráneas se han definido dos causas fundamentales responsables: la interacción agua-ambiente y la naturaleza jerárquica y sistematizada del flujo subterráneo.

Como todos los procesos naturales, también los sistemas de flujo de agua subterránea se pueden describir en un modelo dinámico buscando el equilibrio de sus componentes con el ambiente según las leyes termodinámicas.

Las interacciones entre el agua y el ambiente está controlado por el intento de ambas sistemas de alcanzar un estado de equilibrio. Los sistemas de flujo subterráneo son mecanismos de transporte y distribución de los efectos producidos por dicha interacción. Tóth (2000) pudo identificar tres tipos principales de interacción entre el agua subterránea y el ambiente según su naturaleza química, física o cinética con ciertos fenómenos particulares en cada tipo o proceso.

Los **procesos químicos** están caracterizados por reacciones de disolución de minerales, hidratación, procesos de oxidación-reducción, precipitaciones de solutos, intercambio iónico, las concentraciones de solutos y reducción de sulfatos entre otros. El equilibrio agua-roca limita la concentración máxima que se puede obtener por disolución. Pero con tiempo suficiente se pueden alcanzan concentraciones elevadas aunque la roca presente pocos minerales solubles.

Los procesos físicos presentan muchos fenómenos en la superficie que se pueden determinar en la problemática del hundimiento. Los procesos responsables para este fenómeno son la lubricación y la presión intersticial.

El **proceso cinético** se caracteriza por el transporte de la materia, calor y agente reactivo en el subsuelo. Los efectos de calor se incrementan con la presencia de discontinuidades de muy alta permeabilidad como fracturas y fallas.

En el proceso de alcanzar un estado de equilibrio que está caracterizado por un estado de energía mínima, el agua puede movilizar y depositar materia o energía, transportar esta materia o energía, lubricar las superficies de discontinuidades en las rocas y generar o modificar las presiones intersticiales. Estos procesos producen una serie de efectos cuya naturaleza depende de las condiciones químicas, físicas o cinéticas del agua subterránea a escala local. En zonas de alta energía química o termal, el agua aumenta su contenido de solutos. Una alta energía mecánica produce un flujo que transporta solutos y calor. En zonas de baja energía el agua pierde su contenido químico por precipitación.

Fenómenos geológicos como depósitos minerales, anomalías geotérmicas o humedales corresponden a procesos desequilibrados que se concentran en un periodo suficientemente largo en un área limitada. Fenómenos asociados a este desequilibrio como la inestabilidad de suelo o roca y la distribución de vegetación son efectos secundarios de los procesos primarios (ver capítulo 3.3 y 3.6). El único mecanismo que es capaz de producir y mantener estas condiciones de desequilibrio por períodos prolongados es el flujo regional a escala de cuencas (Tóth, 2000).

Las zonas de recarga y descarga están bajo control de un flujo vertical ascendente o descendente, respectivamente y pueden provocar impactos ambientales graves por un cambio como se describe en el capítulo 3.6 (Maderey Rascón y Carrillo Rivera, 2005).

2.7.3 Descripción específica de las unidades

En la zona de estudio se han identificado en base a la geología dos acuíferos, los cuales por su posición relativa en la vertical se denominan acuífero somero y profundo, separados por una capa poco permeable de arcilla y limo sobre un basamento formado por sedimentos calcáreos

del Cretácico y una intrusión de cuarzomonzonita del principios de Terciario (ver capítulo 2.4). Cálculos en base de geotermómetros indican una profundidad de 1400 a 2100 m (Carrillo-Rivera *et al.*, 1996) del basamento. El acuífero somero compuesto de material clástico se encuentra colgado sobre este cuerpo compacto con un espesor de 100m y de 300 km² de extensión y actúa de forma libre (Carrillo-Rivera y Armienta, 1989). La profundidad del nivel del agua se encuentra entre 5 y 40 m (Cardona y Carrillo-Rivera, 2006). El acuífero profundo compuesto por material de relleno de fosa (tobas y sedimentos clásticos, denominado TGI (ver capítulo 2.4), y rocas volcánicas fracturadas se encuentra en condiciones de confinado bajo el cuerpo de material fino y libre fuera de él (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002b). Algunos pozos alcanzan la unidad de rocas volcánicas, tobas y/o TGI a una profundidad de 350 a 450 m (Carrillo-Rivera *et al.*, 1996). La carga hidráulica en el acuífero somero (1815-1880 msnm) es mayor que en el acuífero profundo (1715-1760 msnm), lo que provoca una componente vertical descendente en el flujo de agua subterránea. Carrillo-Rivera *et al.* (2002a) asume que esta capa compacta tiene una conductividad muy baja por lo que limita la conexión entre el acuífero somero y profundo. Solamente hacia los márgenes de la cuenca, por la falta de la capa de arena y limo, así como por la deficiente construcción de algunos de los pozos perforados, existe la posibilidad de una conexión entre los dos acuíferos y darse de esta manera un intercambio entre las aguas del acuífero profundo y somero (Figura 2-11).

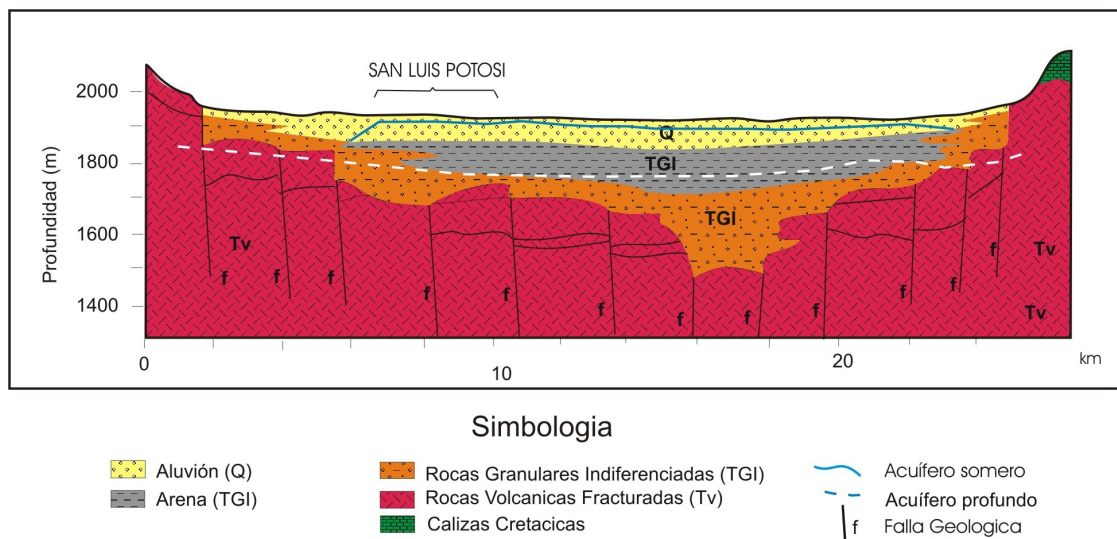


Figura 2-11: Ubicación vertical de los acuíferos en la zona de estudio (adaptado de Carrillo-Rivera et al., 2006)

Las características hidráulicas indican conductividades de $1.2 \cdot 10^{-3}$ m/s y un coeficiente de almacenamiento de 0.15 para el acuífero somero y del acuífero profundo en la parte granular $1.6 \cdot 10^{-4}$ m/s y en la para la parte fracturada $6.9 \cdot 10^{-4}$ m/s (Carrillo-Rivera, 2000) con un coeficiente de almacenamiento de 0.002. Un aumento notable en la conductividad hidráulica presenta el flujo de agua subterránea por las zonas de fallas y fracturas en dónde los aprovechamientos son más productivos y apoyan el abastecimiento de la población con un 70% (Martínez, 2005).

2.8 Hidrogeoquímica

Las características químicas del agua subterránea varían entre el acuífero somero y profundo. Según la profundidad de circulación del agua y su química se pudieron diferenciar 3 sistemas de flujos de agua subterránea (Tabla 2-2 y Tabla 2-3).

El agua subterránea en el acuífero somero presenta características de flujo local y es de tipo Ca-Mixta con una concentración de 87.1mg/L de Ca, 0.4 mg/L de F, 50mg/L de Na, con 212 mg/L de HCO_3 y con una temperatura de agua a la descarga de 21 ± 1 °C (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002a). Altos valores de nitratos (hasta 180mg/L), de Cl (hasta 400 mg/L) y SO_4 (hasta 1030 mg/L) y contenidos elevados de coliformes totales ($1.95 \cdot 10^5$ UFC/100ml) y fecales ($5.65 \cdot 10^3$ UFC/100ml) indican una influencia antropogénica fuerte por aguas residuales de uso agrícola (Carrillo-Rivera y Armienta, 1989; Cardona y Carrillo-Rivera, 2006; Cardona *et al.*, 2007; Cardona *et al.*, 2008). La recarga en el acuífero somero ocurre por precipitación y retorno de agua residual así como fugas de los sistemas de abastecimiento y drenaje. Las condiciones químicas y bacteriológicas del agua del acuífero somero indican también por la característica de recarga que esta agua no es apropiada para el abastecimiento de la población.

El agua subterránea del acuífero profundo se encuentra en este aspecto más limpia pero contiene contaminantes naturales como el fluoruro, con un valor promedio de 3.2 mg/l, lo cual es un valor claramente superior al fijado por la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994) (1.5 mg/L), la cual establece controles para la calidad del agua potable, situación que ocasiona problemas importantes en la salud pública en la ciudad de SLP (Medellín-Milán *et al.*, 1993). Las rocas terciarias (Riolita San Miguelito) depositadas en la región presentan características que a partir de la fusión parcial de la corteza y el rápido enfriamiento posterior

a la extrusión contienen una matriz vítrea que compone 80% de la roca (Cardona, 1990) lo cual ocasiona una interacción del agua del flujo regional profundo que circula por las fracturas de las rocas volcánicas con la matriz vítrea incorporando F⁻ disuelto en concentraciones que sobrepasan el valor máximo permisible mencionado (Cardona, 1990; Carrillo-Rivera, 1992).

Tabla 2-2: Estratigrafía de la zona de estudio y su relación con los acuíferos (Carrillo-Rivera, 1992; Carrillo-Rivera et al., 2002b)

Periodo (Edad)	Tipo de roca	Características	Acuíferos / Sistema de flujo de agua subterránea
Cuaternario (Qal) 2 Ma - Presente	Arena, gravas y limos	espesor 100m	} sistema local Acuífero somero Capa poco permeable
	arena fina y limo	espesor 50 – 150 m	
Terciario (TGI) 26 - 2 Ma	Gravas, arenas, limos y arcillas tobas e ignimbritas	las rocas estan interestratificadas con las rocas de los flancos de la fosa; espesor 500 – 600m	} sistema intermedio Acuífero profundo
Terciario Medio (Tv) 44 - 26 Ma	Flujos lávicos, tobas e ignimbritas	Sierra de San Miguelito espesor 1700 m	
Terciario Temprano 65 – 44 Ma	Rocas félsicas (riolitas)		} sistema regional
Cretácico 75 – 65 Ma	Calizas	Sierra de Álvarez rocas más antiguas que afloran en la región	
			} Basamento

Las características químicas del agua muestran además altos valores de Li (0.19 mg/L), Na (56 mg/L) y temperatura (36.6 °C) (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002a). Este tipo de agua es de tipo Na-HCO₃ y representa el flujo regional que principalmente circula a profundidades de rocas ígneas extrusivas (fracturadas) que están compuesto por derrames, ignimbritas y tobas de composición félsica (Riolita San Miguelito, Ignimbrita Cantera, Riolita Panalillo (Cardona *et al.*, 1993). La presencia de los elementos traza (F, Li, As, B, Pb, U) que se detectaron en el agua del acuífero profundo se relacionan con la interacción del agua con los minerales presentes en las rocas volcánicas (Cardona y Carrillo-Rivera, 2006). Además en el acuífero profundo se localiza el sistema de flujo intermedio que se encuentra a profundidades más someras en la unidad TGI, pero todavía debajo de la capa compacta. Sus valores químicos promedio se encuentran entre los valores de los sistemas de flujo local y regional y se muestran en la Tabla 2-3 con una baja salinidad <250 mg/L, de tipo Ca-HCO₃ a Na-Ca-HCO₃

con valores de SiO₂ de 90 a 100 mg/L y baja concentración de litio y fluoruro. El flujo intermedio presenta en su extracción una temperatura entre 23.3 y 26.8°C.

Tabla 2-3: Promedio de los análisis químicos de los sistemas de flujo. Temp. en °C, CE en µS/cm, componentes químicas en mg/L (Carrillo-Rivera et al., 2002a)

Flujo	temp.	pH	CE	SiO ₂	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Na	K	Ca	Mg	F	Li	B
local	21	6.22	820	70	212	85.4	84.8	29.2	50	23.8	87.1	13.1	0.4	0.01	0.08
intermedio	24.5	6.56	140.2	95.6	72.6	5.7	3.2	10.1	11.9	8.8	10.4	1.73	0.3	0.01	0.031
regional	36.6	7.13	393	55	154	13	18	5	56	5	19	1.09	3.2	0.19	0.19
mezcla	26.7	7.11	260	83	138	11.4	11.8	5.8	32.6	10.2	25.1	1.94	1	0.06	-

Un indicador del tiempo de residencia del agua en el subsuelo lo determinó Cardona (1990) para el elemento litio y que también sirve para la definición del funcionamiento del agua subterránea. Valores bajos como es el caso en el flujo intermedio (0.01 mg/L) significan un tiempo de residencia menor del agua en el subsuelo que en el flujo regional (0.19 mg/L). Estudios realizadas por Carrillo-Rivera (1992) con datos de carbono-14 en la zona de Villas de Reyes al sur de la cuenca y de interés arrojan tiempos de residencias del agua subterránea de hasta 10,000 años.

Carrillo-Rivera *et al.* (1996) mostraron que el recorrido del flujo intermedio es por el material granular, con una distancia corta y de manera horizontal; mientras el flujo regional se desplaza a una profundidad mayor con distancias largas a través de rocas volcánicas fracturadas. La circulación del agua subterránea esta determinado por las fracturas de las rocas en el subsuelo, por las fallas geológicas, por las profundidades y la distribución del relleno de las fosas.

Por la amplia distribución de las rocas volcánicas que se encuentran también fuera de los límites de la cuenca superficial de San Luis Potosí y la detección del sistema de flujo intermedio a profundidades entre 200 y 400 m, se infiere que la zona de recarga del flujo regional abarca la región occidental de la cuenca (Sierra de San Miguelito) hasta fuera de los límites de la cuenca superficial mientras la recarga del sistema de flujo intermedio ocurre en la zona de pie de monte de la Sierra de San Miguelito (Figura 2-12).

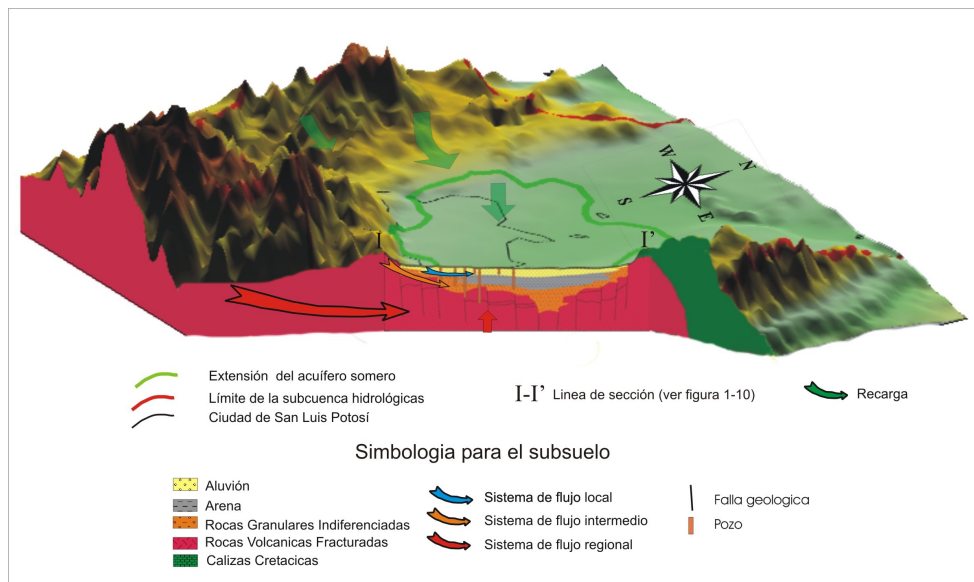


Figura 2-12: Localización de los sistemas de flujo de agua subterránea en el subsuelo

No existen zonas de descarga visible dentro del área de estudio para los flujos intermedio y regional. Solamente a una distancia de 27 km al sur de SLP existe una zona de descarga (manantial termal Ojo Caliente) que está considerado como representativo para el flujo regional (Carrillo-Rivera *et al.*, 1996). Este hecho es una evidencia de que el flujo regional captado en la cuenca de San Luis Potosí descarga fuera de la zona de interés. Principalmente en Villa de Reyes, Santa María del Río y Ojocaliente descargan los flujos regional e intermedio e indican que la cuenca subterránea tiene límites diferentes que la cuenca superficial. Actualmente la dirección del flujo está principalmente hacia la zona de extracción en el área de estudio, generando un estado de flujo transitorio con una componente termal ascendente, en especial donde existen fracturas en las rocas volcánicas (Carrillo-Rivera *et al.*, 2007).

Por el aumento de la extracción en un 390 % de 1972 (0.97 m³/s) a 1999 (3.82 m³/s) (Carrillo-Rivera *et al.*, 1996; Carrillo-Rivera *et al.*, 2007; CONAGUA, 2002) se ha formado una mezcla de agua entre los aguas de los flujos intermedio y regional con un alto contenido de SiO₂, temperatura entre 23.4 a 31.5°C y de tipo Ca-Na-HCO₃ (Tabla 2-3). Este mezcla de agua también es conocida en otras regiones con características geológicas similares, por ejemplo Aguascalientes (Hergt, 2004) y que es causada por flujos con una componente vertical por el uso intensivo del agua o las características específicas (permeabilidades direccionales) de las rocas fracturadas.

3 La situación del agua en San Luis Potosí, hacia un manejo sustentable

3.1 Introducción

Las actividades sociales y económicas en regiones áridas y semiáridas favorecen un proceso de urbanización por su gran demanda de agua en especial si se encuentran en crecimiento. La concentración de la población en zonas urbanas en el rango mundial creció de un 29 % en 1950 hasta un 47% en 1999. En especial, América Latina se encuentra como el continente con mayor concentración de población urbanizada en el mundo (Valladares y Coelho, 2000). México alcanzó un grado de urbanización del 70 %.

Las zonas en México con las mayores tasas de crecimiento y actividades económicas se concentran en la región norte y centro del país, correspondiendo estas a las zonas áridas y semiáridas con menor disponibilidad de agua y donde el agua subterránea se ha convertido en un elemento indispensable para el suministro a los diferentes usuarios donde se constituye la fuente de abastecimiento más importante y a menudo única (Martínez, 2005; PNH, 2008).

Para entender la problemática actual del agua subterránea que sufre la zona de San Luis Potosí se hace necesario el conocimiento de la región, su historia y el desarrollo. Por su localización geográfica en una región semiárida con una escasez de aguas superficiales, el agua subterránea siempre ha tenido en esta zona una importancia eminente para sustentar la vida social y económica ya que es la única fuente que puede mantener el bienestar de la región.

Las actividades agrícolas dependen en estas regiones principalmente de las aguas superficiales o subterráneas someras. Con el aumento de la profundidad de las extracciones, aumenta también de manera considerable los costos para el productor, convirtiéndose esta situación en decisiva para la supervivencia del productor. Los impactos negativos por el proceso de urbanización a un ritmo acelerado y centralizado, el uso intensivo del agua del acuífero profundo y una mala gestión de este recurso, han causado muchos conflictos

ambientales afectando la calidad cultural, económica, social y ecológico de la región y poniendo a su vez en peligro el crecimiento de la zona (Martínez, 2005).

Frecuentemente, las medidas que se toman para caracterizar un acuífero y su manejo son erróneas en especial por un balance de agua mal interpretado (capítulo 3.5). También el sinónimo de sobreexplotación es a veces utilizado en una manera que implica un peligro para el crecimiento económico y nivel de vida de la población, pero con una gestión adecuada se puede mantener un ritmo sustentable (capítulo 3.6). El uso intensivo del acuífero o su “sobreexplotación” no siempre es acompañando de efectos ambientales indeseables pero tiene en gran manera beneficios económicos, sociales y culturales para una región. Para encontrar un equilibrio entre el crecimiento económico y una extracción adecuada del agua de un acuífero que no afecte los valores económicos, sociales y ecológicos de una región, se necesita una gestión de agua adecuada y sustentable (capítulo 3.4).

La sustentabilidad que se menciona a menudo en este capítulo es un concepto que fue desarrollado desde los 80s y aplicado también al uso de agua subterránea. El desarrollo sustentable de un recurso natural es el desarrollo que encuentra la necesidad del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones de satisfacer sus necesidades (LGEEPA, 2008).

3.2 El desarrollo del abastecimiento del agua en San Luis Potosí

La historia y desarrollo económico y social de la ciudad de San Luis Potosí es también una historia del agua subterránea de la región. Las características climáticas impiden un uso ilimitado de aguas superficiales para un desarrollo económico creciente de la ciudad y de la región como lo muestra la ciudad hoy en día con su alto nivel de vida. Una breve historia presenta la evolución de la región empezando con el uso de aguas superficiales hasta la perforación de pozos profundo para el desarrollo del acuífero primero del somero y más tarde del profundo.

El desarrollo de la Ciudad de San Luis Potosí se puede describir en tres etapas diferenciado por características económicas, demográficas y modalidades de abastecimiento de agua (Martínez, 2005).

La primer etapa está caracterizada por la fundación de la Ciudad en 1592 por las actividades mineras que se localizan en las Minas de San Pedro y la necesidad del uso del agua superficial que abundaba en esta zona para el aprovechamiento de los minerales y para las viviendas de los trabajadores (Monroy y Calvillo, 1997). La estabilidad de la industria minera y las actividades relacionados con el aprovechamientos (carboneras, refinación) de minerales permitió a este lugar un crecimiento poblacional y convirtiendo el pueblo en una ciudad en 1656 con una población de 2000 habitantes. Las grandes inundaciones y de sus efectos desastrosos provocados por las corrientes de la sierra localizada al suroeste hizo necesario la construcción de un desagüe a los finales de la década de 1680.

Una primera crisis minera por falta de tecnología en la explotación de los minerales cambió la visión económica en esta zona y surgió la búsqueda en actividades alternativas como la agrícola y ganadería. Se empezó nuevamente con las actividades mineras por el descubrimiento de los yacimientos de Real de Catorce y las nuevas inversiones del capital convirtiendo San Luis Potosí a un lugar económicamente importante para la distribución y el abastecimiento de la región.

Una nueva crisis minera durante el siglo XIX fortaleció las haciendas que convirtieron en el principal empleador de la población rural en lugares que antes ocupó la minería enfocando a la producción agrícola y ganadería. La caída de la minería en la zona de Real de Catorce favoreció el desarrollo de la ciudad de San Luis Potosí que contaba ahora con una población de 33,580 habitantes convirtiéndola por su ubicación geográfica como centro de comercio para los estados vecinos y ocupaba más de 78% del total del movimiento comercial de importación y exportación del estado.

La segunda etapa en el desarrollo de la ciudad está caracterizada por el crecimiento de la industrialización y la construcción de los ferrocarriles cambiando la estructura social y económica de la región. La metalurgia se convirtió a la principal industria dependiendo de la producción minera. Con el crecimiento poblacional (1877: 34000 hab.; 1895: 69,000

hab.) e industrial se aumentó la demanda de agua para esta región. En la búsqueda de nuevas formas en el abastecimiento se construyeron la presa San José que se concluye en 1903 (Monroy y Calvillo, 1997) y norias, canales de riego y acueductos. La presa de San José también protege la ciudad de San Luis Potosí de inundaciones. En 1880 se utilizó para el suministro, agua subterránea de pozos del acuífero somero con profundidades de 5 m.

La economía decreciente en esta época en la región por los sucesos en la década de 1910 afectó la economía regional y provocó una migración de los trabajadores hasta los estados del norte y a Estados Unidos. Un acuerdo con Estados Unidos sobre el comercio favoreció la industria textilera en los años 40's fortaleciendo San Luis Potosí como sede de las principales plantas industriales nacionales e internacionales (PDUSLP, 2000). En esta época se construyó la presa de El Peaje y varios sistemas de agua y drenaje.

Desde estos años se considera como el inicio de la tercer etapa en el desarrollo de la región de San Luis Potosí (Martínez, 2005). Con las inversiones nacionales e internacionales se incrementaron las actividades productivas y con el Plan Nacional de Desarrollo Urbano y Vivienda (PNDUV) en 1984 se consolidó San Luis Potosí como un centro industrial y se estimuló el crecimiento para los próximos años acompañado con un mejoramiento de la calidad de vida. Con el apoyo de inversiones de infraestructura por medio del Fondo de Inversiones Financieras para Agua Potable y Alcantarillado (Fifapa) se consolidaron las industrias metal-mecánico, químico, alimenticio, textil, mueble y construcción (PDUSLP, 2000; Aguilar *et al.*, 1996). Con estos apoyos económicos y la interrelación entre el sector de servicio y productivo la ciudad se estableció como un centro intermediario de servicios de nivel regional.

El fortalecimiento del sector industrial fue la base del crecimiento urbano y de la transformación de una sociedad agrícola a una industrial desde la segunda mitad del siglo XX. La población de San Luis Potosí aumentó a 259,100 habitantes iniciando con la conurbación de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez formando una zona metropolitana.

Por el débil crecimiento del sector industrial en los años ochenta se reorientó la economía más al sector de comercio y servicios que se encuentran ahora como principales generadores de empleo.

En los años 1950 la ciudad ocupó una superficie de 1250 ha con 160,000 habitantes, para 1970 creció a 4400 ha con una población de 267,951 habitantes, en 1980 tenía 406,630 habitantes y en 2000 669,353 habitantes se distribuían en un área de 16,790 ha (Tabla 3-1). No solo el aumento de la población es notable sino también el crecimiento del área urbana. El Plan del Centro de Población Estratégico San Luis Potosí – Soledad de Graciano Sánchez considera los límites de la zona por el anillo periférico involucrando la zona de Soledad de Graciano Sánchez en el este y noreste, la zona industrial al sureste y la Delegación de Pozos y la Sierra de San Miguelito al oeste y sur como límites naturales. El crecimiento persiste principalmente hacia el norte y este de Soledad de Graciano Sánchez.

Tabla 3-1: Evolución poblacional del municipio de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (PDUSLP 2000; Peña, 2006)

Año	San Luis Potosí	Soledad de Graciano Sánchez	Total
1900	61,019	-	
1910	68,022	-	
1920	57,353	-	
1930	74,003	-	
1940	104,481	-	
1950	155,238	10,208	168,478
1960	193,670	12,591	208,366
1970	267,951	29,061	298,987
1980	406,630	64,414	472,982
1990	525,916	132,979	660,986
2000	669,353	180,296	854,232

A partir de los años ochenta se inició por los estímulos de construcción un crecimiento de forma predominante horizontal sin control que rebasó los límites definidos y ocupando lugares que antes estaban destinadas para el agua, como el cauce de Río Santiago (hoy parte de la vialidad la ciudad), el pie de monte de la Sierra de San Miguelito y hacia tierras agrícolas al este de la ciudad (Figura 3-1). Siempre con nuevas construcciones de

fraccionamientos (ej. zona industrial-habitacional Ciudad Satélite) que supera los planes del servicio de abastecimiento de agua inmediato y causa construcciones no reguladas de la red de suministro. Las necesidades de inmigrantes atraídos por las fuentes de empleo y las operaciones especulativas de suelo para fraccionamientos residenciales y comerciales obligaron a un cambio de uso del suelo para ocuparlo con zonas residenciales.

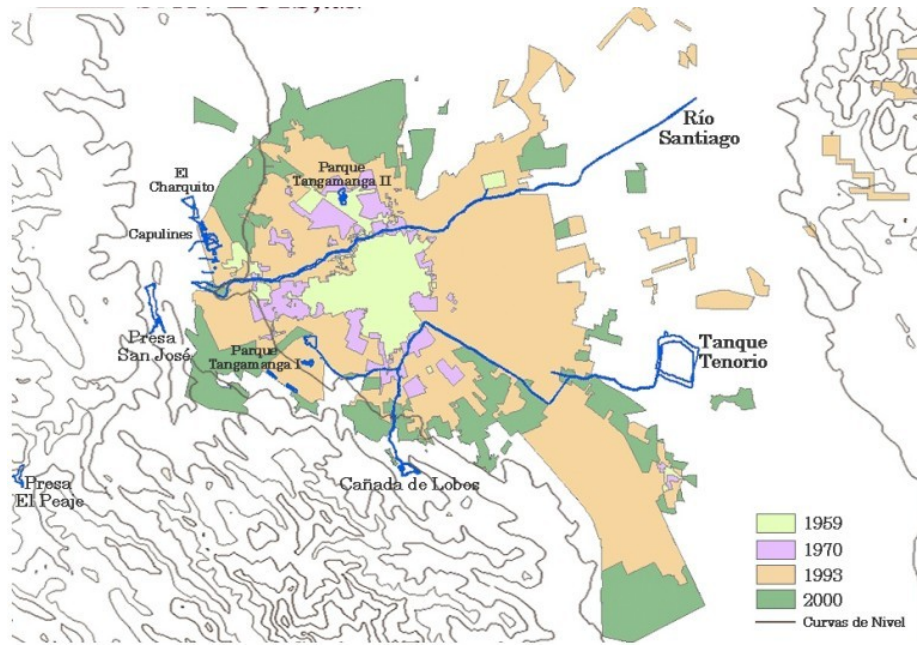


Figura 3-1: Crecimiento de la ciudad de San Luis Potosí 1959-2000 (tomado de COTAS, 2005)

La Sierra de San Miguelito, la cual sirve como área de recarga del acuífero somero y profundo y una barrera física y natural, se convirtió en un lugar favorecido de la población de alto ingreso para zonas de recreo y fraccionamientos residenciales por su calidad paisajística, por la infraestructura comercial y servicio, por su lejanía a zonas de descarga de agua residual y por las mejores condiciones de temperaturas (Martínez, 2005). La falta de rigor gubernamental en el cumplimiento de los planes de crecimientos urbanos y las influencias de las empresas constructoras a los gobiernos estatales y municipales permitieron construcciones extravagantes e incluso surrealistas como un campo de golf sobre la Sierra de San Miguelito (Peña, 2006).

El crecimiento urbano no afectó solamente las zonas de recarga y cauces naturales de escurrimiento sino también la vegetación. La zona que antes requirió agua en forma cíclica por su tipo de vegetación ahora habitada y industrializada necesita el agua en forma

continua (volúmenes constantes) que aumenta la presión en el abastecimiento a estos lugares (Peña, 2006).

En 1855 Iturribarria describe una abundancia de especie vegetales alrededores de San Luis Potosí como el árbol de pirúl, el álamo blanco, el olmo, el sauz tepozán, el mezquite, huizache, ciprés, fresno, nopal, maguey, la palma y en las partes altas de las montañas: encinos, manzanillo y pino madroño. En 1906 el Pax Magazine International indicó que para las sequías en la región la principal causa fue la tala de los bosques. La falta de vegetación en los altos de las sierras favorece el escurrimiento pluvial acompañado de inundaciones en áreas urbanas y una erosión quitando el suelo nutritivo para un nuevo bosque y causando presiones sobre las áreas prioritarias con valor ambientales y recarga del acuífero (somero y profundo) (ver capítulo 3.6).

En los últimos años se promovieron acciones como la creación de viveros, reforestaciones y delimitando una zona natural protegida en la modalidad del parque urbano en la cercanía de la presa San José y el Ejido San Juan de Guadalupe localizado en la Sierra de San Miguelito con un espacio de 1544 ha.

La concentración de la actividad productiva en la zona de San Luis Potosí –Soledad de Graciano Sánchez contribuye al PIB estatal (Producto Interno Bruto) con un 50% (74% zona Centro) y muestra la importancia de la zona de estudio para el desarrollo de la región (Martínez, 2005). La contribución al PIB de la zona Centro se presenta con el sector de servicio con un 53.6%, el sector industrial con 43.7% y el sector agrícola con 2.7% (IDH-SLP, 2005). Es de anotar que las cifras presentadas aquí están relacionadas a la zona Centro del estado que es una región más amplia que la zona de estudio (Figura 3-2). Mismo en la Figura 3-3 donde se presenta la evolución del PIB estatal en los años 1993 al 2006.

La zona Centro del estado comprende 15 municipios y concentra 54% de los establecimientos manufactureros ocupando 82% del personal de este sector. Los 43 municipios restantes del estado carecen de una infraestructura adecuada para una actividad económica importante (IDH-SLP, 2005).

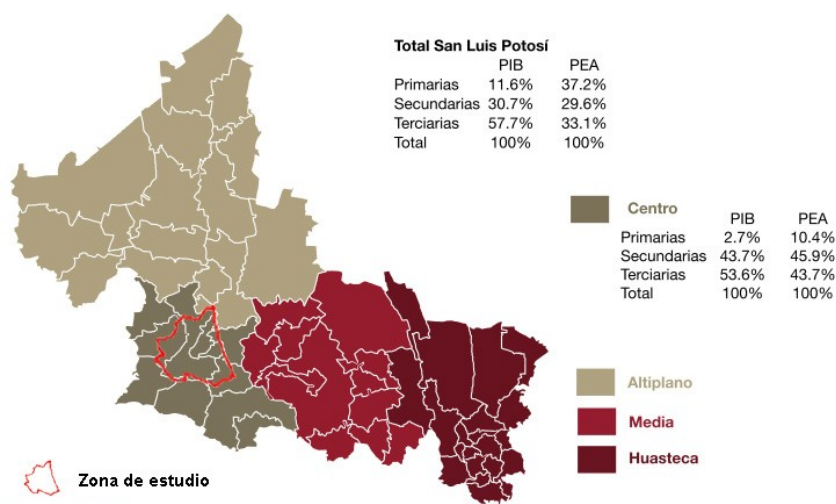


Figura 3-2: Zonas de Estado de San Luis Potosí (IDH-SLP, 2005)

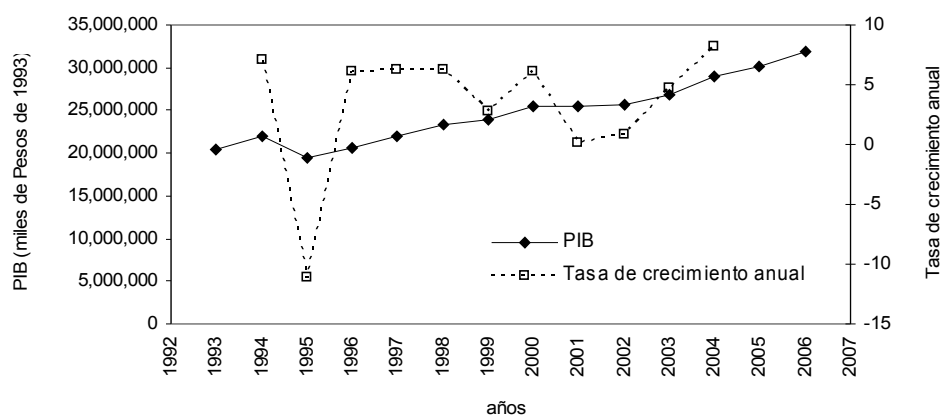


Figura 3-3: Evolución del PIB estatal en los años 1993 al 2006 (miles de pesos de 1993) (IDH-SLP, 2005)

Las principales industrias, por su volumen de producción y aportación al PIB, son de alimentos, automotriz, química, textil, papel, acero y metalmecánica. Las zonas industriales de la ciudad se abastecen por medio de 30 pozos con un gasto sumando al año de 15 a 17 Mm³ (Peña, 2006). No obstante de que se trata de una zona frágil con respecto al acuífero y al abastecimiento de agua, hasta ahora no se aplican lineamientos de política que regulen un crecimiento económico. Se permite e incluso fomentan el establecimiento de empresas de alta consumo de agua o de especial riesgo para la calidad de efluentes (Peña, 2006).

En San Luis Potosí se ha creado por decreto en 1996 el Organismo Intermunicipal Metropolitano de Agua Potable, Alcantarillado, Saneamiento y Servicios Conexos de los

Municipios de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (INTERAPAS) para el abastecimiento de la zona conurbana de San Luis Potosí. El servicio intermunicipal abarca los tres municipios que están situados sobre su principal fuente de abastecimiento, el acuífero 2411 (ver capítulo 2.6).

El problema en que se encuentra este organismo son las altas pérdidas de agua en la red de distribución (se calcula hasta de un 40% debido a las fugas) y el abastecimiento heterogéneo en cantidad y calidad del agua. 40% de la población tiene un abasto irregular durante del estiaje y 10% esta dependiendo de entregas con pipas para asegurar su suministro (Peña, 2006). Estos problemas son causados por la escasez de recursos financieros para invertir en la sustitución o mantenimiento de la infraestructura con pozos fuera de servicio y baja presión en algunas partes del sistema. Desde los años 50 dejó el municipio de reparar la red existente para utilizar los recursos financieros en su ampliación debido a la demanda que ocasionaba el explosivo crecimiento de la población y de la superficie urbana. La carencia de dinero se debe a la ineficiencia en el cobro del servicio y al rezago de pago. Algunos casos están documentados en donde los mismos directivos de INTERAPAS exentaron de pago a grandes consumidores como empresas comerciales transnacionales y compañías constructoras de fraccionamientos o por un cobro que no refleja el uso real de agua, como también muchas tomas están registradas para uso doméstico pero en realidad el uso es industrial o comercial. En 1998 existía una medición confiable en 60% de los usuarios domésticos, 50% del uso comerciales y menos del 40% de los usuarios industriales y solo 30% de los servicios públicos (Peña, 2006).

El problema de abastecimiento de la ciudad en cantidad y calidad es un problema público de larga duración y se ha vuelto crítico con el incremento de la población, la expansión urbana, la inversión pública insuficiente, la falta de comunicación y cooperación entre los organismos responsables, la ausencia de una cultura de uso racional y la separación entre el conocimiento científico y las acciones públicas (Santos Zavala, 2004).

El crecimiento actual obliga a mantener la dinámica actual en dirigir los pocos recursos financieras disponibles a la creación de nueva infraestructura, dejando que la existente siga con altos niveles de fugas.

Por una parte, el abastecimiento de agua como servicio básico de la infraestructura permitió la expansión de la ciudad, pero el problema está lejos de ser resuelto de manera definitiva. Algunas acciones por abastecer la población fueron el racionamiento del agua por medio del tandeo, consistente en la suspensión del servicio en determinadas horas o días de semana principalmente en épocas de estiaje, el suministro de agua mediante pipas, la perforación de nuevas pozos y la rehabilitación de pozos fuera de servicio, el mantenimiento de la presa de San José que en 1998 se había reducido de 7.3 Mm³ a 5.1 Mm³ de capacidad por el azolve, la construcción de plantas de tratamiento de agua residual para el reuso, la reglamentación del uso del agua, la planificación de acciones, el mantenimiento y la ampliación de la red de abastecimiento de agua y drenaje. (Santos Zavala, 2004).

La problemática del abastecimiento de la población con agua lleva a plantear un trabajo conjunto de diferentes instituciones para asegurar una solución para el futuro. Referente a este problema La Cámara Nacional de Comercio (CONACO) publicó a través de periódico Sol de San Luis el 26 de mayo 2000 una expresión en donde se advierten que “en unos años se agravará más el problema de abasto de agua, no solo para el consumo humano sino también para las actividades productivas” y “el agua es un activo valiosísimo cuya carencia puede frenar el crecimiento”.

Por la falta de conocimiento del comportamiento del acuífero profundo y de la planificación para los nuevos sitios de pozos se produjeron impactos negativos en el abatimiento causando mayores costos de producción y extracción. La distancia de separación entre los pozos productivos contaba antes solamente 100 a 300 m. Un reglamento expedido por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) estableció desde la segunda mitad de 1960 como distancia mínima entre pozos de extracción 500 m (Carrillo-Rivera *et al.*, 1999).

En frente de un “alumbramiento de agua subterránea en forma excesiva” (DOF, 1961) se empezaron las declaraciones de la veda sobre la zona en la extracción del agua para cualquier uso, excepto para fines domésticos y abrevaderos (CONAGUA, 2002). En tres etapas se vedó el área, a partir de 1961 unas partes de la cuenca de SLP, en 1962 la porción

complementaria cubriendo casi todo y en 1985 se vedó la totalidad del municipio. A pesar de la veda, se continuó perforando nuevos pozos por la falta de otras fuentes de agua superficial importantes en un radio de al menos 100km (Carrillo-Rivera, 1992).

Las necesidades crecientes del agua para el sector industrial y de servicio hicieron necesario encontrar soluciones que permitieran aumentar el abastecimiento del agua a estos sectores. Por medio de transferencias de títulos de concesiones se permite reasignar el uso de agua (principalmente del sector agrícola) por un mercado de agua escrito en el 1993 por la Ley de Aguas Nacionales (Martínez, 2005) limitando las operaciones a una cuenca o a un solo acuífero.

Este rápido crecimiento de la ciudad en los últimos años generó procesos y efectos perturbando zonas y regiones fuera de los límites de la ciudad. Según evaluaciones de los organismos oficiales, las fuentes de abastecimiento de la cuenca han llegado a su límite de extracción (Martínez, 2005). Para mantener el estado y crecimiento actual de la zona de estudio, actualmente se planea importarla de lugares más lejanos, siendo esto en perjuicio de los intereses de otros usuarios y causando no solo problemas económicos, sociales y ambientales en el desarrollo de la región de exportación sino también provocando conflictos sociales al trasvasar agua de una cuenca a otra, pudiendo provocar esto una resistencia fuerte hasta violenta (Peña, 2006; Barkin, 2006; Guevara Gasca, 2007). Puente (1992) y Delgado (1993) demostraron que se crea una vulnerabilidad en los procesos urbanos y económicos de la zona de interés dependiendo del abastecimiento de otra región.

De esta manera surgió el proyecto PROMMA/MASA formulada en cooperación con CONAGUA/OMM/Banco Mundial para importar agua desde la cuenca Jaral de Berrios-Villa de Reyes. El acuífero de esta cuenca comprende Jaral Berrios en el estado Guanajuato y Villa de Reyes en el estado de San Luis Potosí perteneciendo a la Región Hidrológica N°26 Pánuco alimentada por los escurrimientos que conforman el río Santa María. Este proyecto se pretende en una primera etapa aumentar la eficiencia de la captación, conducción y tratamiento del agua superficial de la cuenca de San Luis Potosí por medio de la rehabilitación de infraestructuras hidráulicas incluyendo la Presa San José de 300 l/s, la Presa San Antonio de 50 l/s y la ampliación de la capacidad de la planta potabilizadora a

350 l/s. Paralelamente se contempla la construcción de la Presa El Realito con una capacidad de 1000 l/s sobre el río Santa María en el estado de Guanajuato. La segunda etapa incluye la construcción de un sistema de conducción El Realito –SLP y la compra de un caudal de 1000 l/s al sector agrícola de Villa de Reyes mediante la reasignación del agua por medio de la transferencia de títulos de concesión (Martínez, 2005).

Para el saneamiento de lugares que son afectados por aguas residuales que descargan al este de la ciudad se construyó la planta de tratamiento Tenorio para tratar 910 l/s. Una parte del agua tratada (450 l/s) será transferida a la Central Termoeléctrica operada por CFE situada en Villa de Reyes que a cambio transfiere sus derechos del agua a SLP. El resto de agua tratada será utilizado para el riego de los cultivos en SLP y Soledad de Graciano Sánchez.

Otras cuatro plantas de tratamiento (Planta Tangamanga I, Zona Norte, Club de Golf, Industrial I, IMMSA) promovidas por el Plan Integral de Saneamiento se han instalado para resolver la problemática de la contaminación de aguas residuales en la zona conurbada de SLP. El agua tratada de estas plantas se utiliza para regar zonas de uso recreativo, áreas verdes de la ciudad y para el riego de zonas agrícolas (Guevara Gasca, 2007).

3.3 El acuífero y sus problemas causados durante su desarrollo

Con el desarrollo de una región o una ciudad, las necesidades de agua y su modo de utilización cambian siempre con las tecnologías existentes y los recursos asequibles. En SLP mucho tiempo se aprovechó del agua superficial y los manantiales conduciendo esta agua a sus destinos principales como eran el beneficio de minerales, el uso agrícola y/o humano. Pero como es común en muchas regiones semiáridas, el agua es principalmente asequible durante las temporadas de lluvias que comprenden solo unos meses del año, además de que mucha agua se pierde por los cauces sin ser aprovechada. El crecimiento de la ciudad hizo necesario la búsqueda de otras fuentes de agua. Las características geológicas y geográficas permitieron la formación de un acuífero a solo unos metros de la superficie. El desarrollo de esta fuente de agua benefició en gran medida el crecimiento económico de la ciudad y región.

Con la descarga de agua residuales industriales y domésticas a campos rurales, se afectó la calidad del agua en este acuífero (ver capítulo 2.8) causando problemas de salud en la población (Stretta y del Arenal, 1960). La necesidad de contar con un agua de una calidad adecuada para los usuarios condujo a buscar nuevas fuentes de agua llevándose a cabo perforaciones más profundas en el subsuelo. Desde 1942 se comenzó el desarrollo del acuífero profundo que permitió un crecimiento más fuerte de la economía y de la población con una calidad de agua adecuada para el consumo humano.

De esta manera, el acuífero profundo se convirtió en la principal fuente de abastecimiento en los últimos años con extracciones importantes a una profundidad de 200 a 350 m.

La importancia del acuífero para la región se demuestra en las cifras que en 1960 de cada 100 litros disponibles en la red de agua potable, 60 provenían de las corrientes superficiales y 40 de las aguas subterráneas. Hoy la situación se había invertido solo 8 de cada 100 litros proviene de los fuentes superficiales (Peña, 2006).

La Comisión Nacional de Agua (CONAGUA) reporta para el año de 1999 una descarga del acuífero somero con 5 Mm³ y del acuífero profundo con 120 Mm³ anuales (Tabla 3-2) a través de una red de 866 aprovechamientos subterráneos (452 pozos, 413 norias) pero de aquí solo 370 pozos y 282 norias son activas (CONAGUA, 2002). El INTERAPAS tiene la concesión de 85 Mm³/año que son extraídos de 118 pozos con un caudal acumulado promedio de 2.7 m³/s (Peña, 2006). Agua superficial que es utilizada para el abastecimiento proviene del sistema de Presas “San José” y “El Peaje” sobre el río Santiago y es potabilizada en la planta Los Filtros I con 240 L/s y Los Filtros II con 30 L/s. Una comparación de la evolución entre el crecimiento poblacional y la extracción del agua se muestra en la Figura 3-4. Desde la implementación de los decretos de veda el número de pozos destinada a la industria creció de 18 a 49 y la extracción de 200 a 310 l/s y de uso público de 20 a 153 pozos y la extracción de 475 a 2714 l/s (Martínez, 2005).

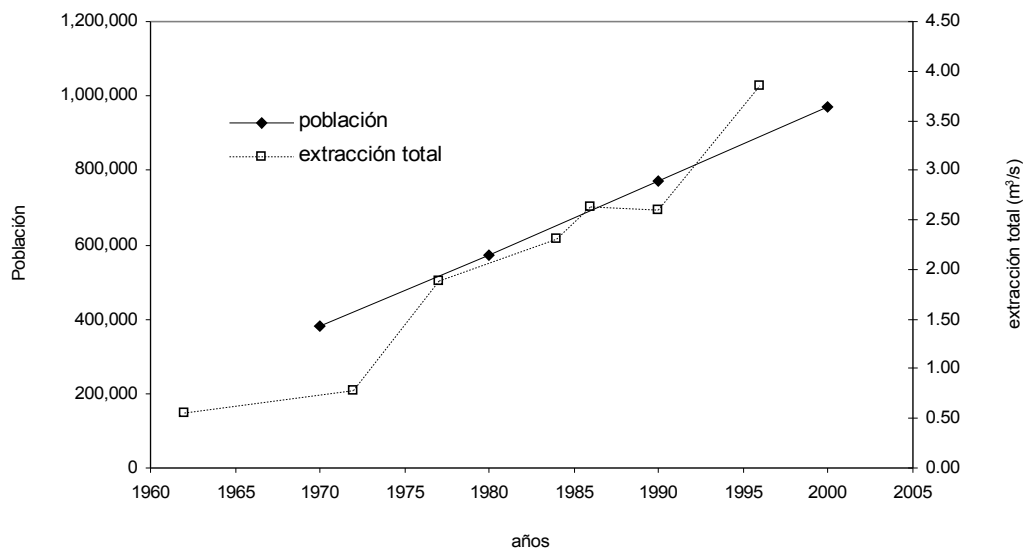


Figura 3-4: Comparación del crecimiento entre población y la extracción en los pozos (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002a, PDUSLP, 2000)

El aumento en la extracción incrementó las investigaciones para determinar el volumen disponible por medio de balance hídrico y la evolución del abatimiento del nivel estático del acuífero. Cardona (1990) y Carrillo-Rivera *et al.* (1999) analizaron los antecedentes y detectaron valores de descenso de nivel que varían de 0.5 m/año para los años de 1970-1980 y de 2.60 m/año hasta el año 1984 atribuidos a una extracción que excede a la recarga. CONAGUA (2002) menciona en el periodo de 1995 a 1998 un abatimiento anual de 0.5 a 4 m en el nivel estático. La zona más afectada es la sur-occidental con 3 a 4 m/a mientras la zona norte muestra abatimientos entre 0.75 y 1.25 m/a. En los últimas tres décadas se destaca un abatimiento total del nivel estático de 15 a 35 m.

También el déficit de agua disponible aumentó en estos años. Para el año 1997, Martínez Ruiz calculó un déficit de 36.66 Mm³/año, resultado de un caudal de extracción de 110.273 Mm³/año con una recarga de 73.6 Mm³/año. CONAGUA (2002) reporta un déficit de 42.5 Mm³/año (ver capítulo 3.5) con una recarga de 78.1 Mm³/año actualmente y concluye que no hay volumen disponible para nuevas concesiones en el acuífero de San Luis Potosí. Para transmitir este estado a la comunidad se utiliza el término de sobreexplotación (ver capítulo 3.6), utilizándolo para justificar que no se otorguen nuevos permisos para extracciones en la cuenca. En la Tabla 3-2 se observa el gasto de agua subterránea dependiendo de su

extracción por acuífero y uso. Lo que permite concluir que a partir de 1998, el 67% del agua extraída se destina al abasto poblacional, seguido, en orden de importancia, por el uso agrícola (19 %), el industrial (casi 8 %), servicios (4.5 %) y finalmente los usos pecuario y doméstico que en conjunto apenas representan el 1.2%. Es de anotar que aunque el sector agrícola contribuye solo 2.7% al PIB de la zona Centro, sus necesidades de agua superan en mucho las del sector industrial que contribuye con un 43.7% al PIB. También es notable que el 96% del volumen total es aportado por el acuífero inferior, y sólo un 4 % proviene del acuífero superior (CONAGUA, 2002). Los datos reflejan la importancia del agua subterránea en especial del acuífero profundo en la cuenca, que ha permitido obtener beneficios evidentes para la ciudad y la región.

Tabla 3-2: Gasto de extracción en los acuíferos por sector (CONAGUA, 2002)

Usos	Acuífero somero		Acuífero profundo		Totales		
	No. Aprov.	Vol. Ext (Mm ³ /año)	No. Aprov.	Vol. Ext (Mm ³ /año)	No. Aprov.	Vol. Ext (Mm ³ /año)	%
Público – urbano	4	0.030	153	84.389	157	84.419	67.22
Agrícola	158	3.640	122	20.449	280	24.089	19.18
Industrial	5	0.096	49	9.650	54	9.746	7.76
Agroindustrial	3	0.157	1	0.027	4	0.184	0.10
Servicios	30	0.452	30	5.198	60	5.650	4.49
Pecuario	22	0.250	12	0.661	34	0.911	0.70
Dom-abrevadero	51	0.164	0	0	51	0.164	0.10
Múltiples	7	0.174	3	0.235	10	0.409	0.30
No especificado	2	0.006	0	0	0	0.006	0
Subtotales	282	4.969	370	120.609	650	125.578	100.00

En los últimos años se han detectado además del acuífero somero, un deterioro en la calidad del agua en el acuífero profundo (ver capítulo 2.8). Las contaminaciones detectadas en los acuíferos han sido de diferentes formas pero toda originada por actividades humanas. Mientras el acuífero somero presenta un deterioro en la calidad que proviene principalmente de actividades antropogénicas (Cardona *et al.*, 2004) (ver capítulo 2.8), en el acuífero profundo se detecta una disminución en su calidad causada por la extracción intensiva provocando un flujo vertical ascendente de agua subterránea. En estas flujos

verticales se detectaron altas temperaturas y más grave, altos niveles de fluoruro (Carrillo-Rivera *et al.*, 2002a) que superan el límite máximo permisible por la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994) (1.5 mg/L) y que representa un riesgo para la salud de la población (fluorosis esquelética, fluorosis dental) (Medellín-Milán *et al.*, 1993).

El problema de concentraciones elevadas de fluoruro en el agua subterránea fue reconocido desde el año 1965 cuando Villalobos y Díaz de León detectaron concentraciones superiores al límite admisible (en estos años 1.3 mg/l) para consumo humano. También en los siguientes años reportaron altos contenidos de fluoruro en el agua y en la red de distribución (Díaz de León, 1988; De Lira y Nieto, 1989). La falta de estudios acerca del origen del fluoruro en el agua de abastecimiento y de sus efectos impidió una gestión favorable para disminuir el contenido de este elemento en el agua de extracción.

Un muestreo realizado por los Servicios de Salud de San Luis Potosí en el año 2003 a 109 fuentes activas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano de los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez determinaron que el 65% de las fuentes analizadas presentaban concentraciones de fluoruro superiores al límite máximo permisible. La concentración promedio fue de 2.36 mg/l y el máxima de 5.54 mg/l (UASLP y SS, 2004).

Las variaciones en las concentraciones de fluoruro pueden explicarse observando la construcción de cada pozo; cuando la parte ranurada del ademe del pozo atraviesa la roca volcánica fracturada, el agua captada tendrá un contenido de fluoruro mayor y una temperatura más elevada que en el caso de un ranurado dispuesto en el material granular. Carrillo-Rivera *et al.* (2002) han demostrado que la concentración de fluoruro puede regularse con un adecuado diseño en la construcción y operación de pozos.

IGF UNAM (1988) y Carrillo-Rivera y Armienta (1989) estudiaban la correlación entre la temperatura del agua del flujo regional y el contenido de fluoruro y concluyeron que las altas concentraciones de fluoruro (hasta 3.65 mg/l) que se detectaron pertenecen a la zona termal al sureste de la ciudad. Cardona (1990) coincide con este punto y determina que la profundidad del pozo no tiene relación con la temperatura del agua extraída por la composición heterogénea del acuífero profundo y la conformación del subsuelo en pilares y

fosas. Gallegos González (2002) presenta resultados oportunos y aclara que el rendimiento del pozo perforado en rocas fracturadas es mejor pero acompañando de un aumento de la temperatura. La Figura 3-5 muestra en un perfil esquemático, la distribución del flujo de agua subterránea en cercanía de los pozos dependiendo de su profundidad y litología para un mejor entendimiento de que las altas temperaturas y el alto contenido de fluoruro en el agua no necesariamente tienen una correlación con la profundidad del pozo.

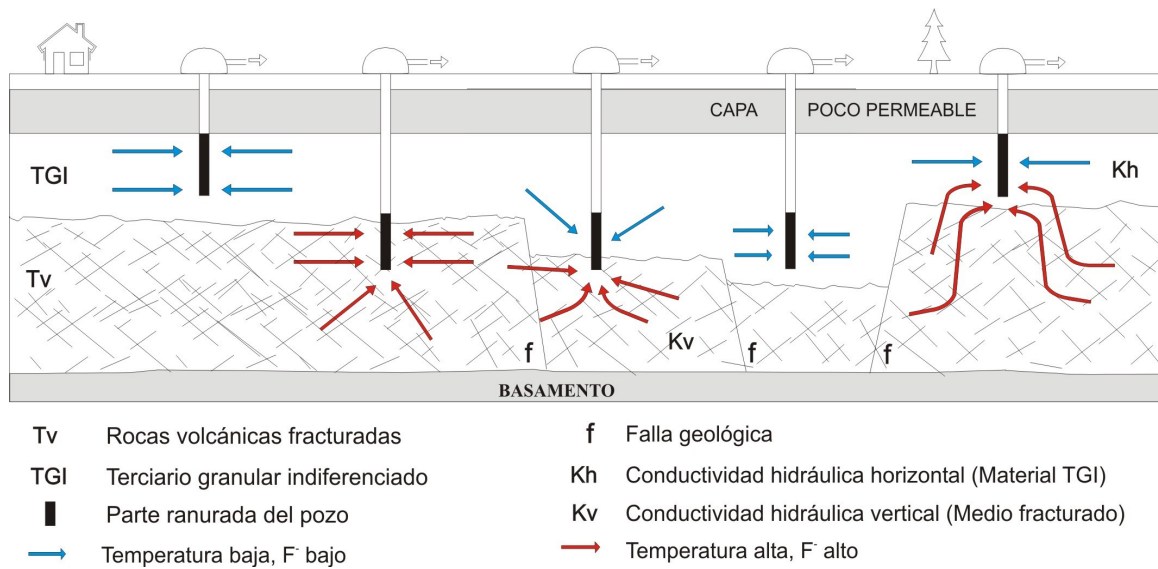


Figura 3-5: La distribución y influencia del flujo de agua subterránea en cercanía de los pozos dependiendo de su profundidad y litología (adaptada de Carrillo-Rivera et al. (2002a))

Los problemas en general evolucionan en espacios de tiempo prolongados y se hacen más visibles con el paso de los años, esto es en mayor medida consecuencia de la gran capacidad de almacenamiento y el bajo ritmo de respuesta de la mayoría de los sistemas de flujo de agua subterránea. La estabilidad de los flujos de agua subterránea depende de la profundidad y de las interacciones con el ambiente. En acuíferos libres o someros los cambios en respuestas a las variaciones que se producen en la superficie son relativamente rápidos (Toth, 2000). Un problema que afecta la ciudad de San Luis Potosí tiene que ver con este proceso y se presenta por las fracturas y asentamientos las cuales se detectaron en los últimos años (entre 1998 a 2003) en la zona norte y centro de la ciudad de San Luis Potosí y ocasionaron daños como la ruptura del pavimento y conductos de drenaje en calles y avenidas de la zona, así como bardas, muros y techos de casas particulares y algunos edificios públicos (Figura 3-6 y Figura 3-7). En un estudio realizado por investigadores de

la UASLP (Mata Segura *et al.*, 2003) se analizaran cuatro posibles causas para explicar la aparición de la Falla Aeropuerto: *a)* “Sobreexplotación” del acuífero profundo, *b)* Reactivación de fallas normales, *c)* Las dos anteriores conjuntamente, y *d)* Falla lateral. La conclusión a la que llegaron es que el fenómeno es de origen geológico con desplazamiento de rumbo o falla lateral, con un movimiento lento, de aproximadamente 2 mm al año, casi imperceptible donde no hay construcciones. En analogía con la ciudad de Aguascalientes que tiene una problemática parecida se hace más posible que el uso intensivo del acuífero es una causa muy probable (Esquivel Ramírez *et al.*, 2004).



Figura 3-6: Ruptura en el muro de una casa



Figura 3-7: Desplazamiento vertical de una calle

El Plan de Desarrollo Urbano del Estado de San Luis Potosí 2000-2020 (PDUSLP) (PDUSLP, 2000) reconoce la problemática ambiental que presenta la región de la zona de estudio por la diversidad y magnitud de sus impactos sobre la población, su industria y los grandes sembradíos bajo régimen de riego, la contaminación del acuífero a causa del uso intensivo, la erosión, la salinización y la pérdida de fertilidad del suelo así como las descargas domésticos e industriales inadecuadas. Para el PDUSLP, el agua es el único elemento indispensable para el desarrollo de las actividades humanas en la región. Por la inexistencia de una estrategia para disponer del recurso hídrico a largo plazo se concluye que la más alta prioridad de las instituciones es realizar un estudio de los recursos hídricos que permita desarrollar las actividades humanas en función de los volúmenes y calidad de agua disponible en conjunto con una gestión sustentable adecuada del recurso.

3.4 Hacia un manejo sustentable

Esta descripción de la situación de San Luis Potosí no solo es un inventario de la situación con respecto al agua también es un ejemplo de la situación que vive México en la actualidad en relación con el agua y su gestión como se menciona también a continuación generalizado. Este capítulo no ofrece soluciones específicas para la zona de estudio pero muestra un posible camino considerando diferentes factores para un manejo sustentable del recurso hídrico.

Barkin (2006) y sus colaboradores describen en su libro “La Gestión del Agua Urbana en México” varios escenarios sobre el manejo de agua en diferentes regiones de la republica con la conclusión que el sistema de gestión hídrica en México está en crisis en especial en zonas urbanas. Aunque como se ha anunciado que más de 89% de la población tiene acceso seguro al agua potable (EAM, 2008) muchos grupos (en especial la población marginada) están sufriendo grandes problemas por la inadecuada disponibilidad de agua en calidad y cantidad. Las redes están obsoletas y fracturadas, construidas en parte con materiales inadecuados y sin protección para asegura la calidad o evitar fugas y además existe gran abundancia de tomas clandestinas.

Otros puntos importantes de la problemática que son mencionados son los impactos ambientales de las extracciones hídricas intensivas, las descargas de aguas residuales sin tratamiento, la contaminación de los acuíferos y el uso de agua negras en la producción agrícola. La sociedad está acostumbrada a aceptar el riego con agua negras sin tratamiento en cultivos de frutas y verduras para el consumo humano como es el caso en San Luis Potosí donde los agricultores tiene el derecho del uso de todas las aguas negras disponible de la cuenca para el riego por decreto presidencial y utilizan esto como una forma barata para la fertilización de sus tierras. Los avances tecnológicos han permitido un amplio acceso al recurso hídrico pero la incapacidad de la población y de los administradores para realizar una gestión adecuada de las fuentes hídricas y comprender sobre una cultura de agua se manifiesta en la disminución del nivel de vida.

Las divergencias entre la necesidad de obtener beneficios inmediatos y la conservación a largo plazo, es uno de los factores que más ha influido en el deterioro de los recurso en los

países subdesarrollados (Martínez, 2005). El acostumbrarse a estas condiciones del agua ha llevado a México al segundo lugar mundial en el consumo de agua embotellada.

La crisis de agua en México no se debe solo a una situación hidrológica natural desfavorable por la diversidad de las condiciones geográficas del país, las que incluyen regiones con precipitaciones abundantes o zonas desérticas con una sequía permanente. También las condiciones sociales y culturales en las diferentes entidades del país hacen más complicada la administración de los recursos hídricos (Barkin, 2006). Por la falta de un diseño político administrativo eficiente y adecuado de las instituciones responsables, la crisis es principalmente causada por la pésima gobernabilidad del recurso (UNESCO-WWAP, 2003) que se expresa en la fragmentación de las estructuras institucionales, la contradicción de intereses de los usuarios aguas arriba y aguas abajo, la transferencia ilícita de los recursos públicos al sector privado, la falta de implementación de leyes ambientales y de permisos para el uso del recurso.

Barkin (2006) presenta en su libro casos de evidencia de la incapacidad de las instituciones para garantizar el servicio requerido por la sociedad o para proteger a los ecosistemas. El surgimiento de la CONAGUA en 1989 y la promulgación del Ley de Aguas Nacionales en 1992 con sus modificaciones de 2004 no han resultado adecuados para conformar o regular el marco institucional y jurídico, se ha creado una confusión de su papel como operador que confronta con sus responsabilidades como regulador. Actualmente el sistema nacional de gestión de agua urbana no está respondiendo a las necesidades de la población ni protegiendo a los ecosistemas ni reconciliando las múltiples demandas de los usuarios dentro de los límites impuestos por sus respectivas cuencas (Barkin, 2006).

La CONAGUA es responsable de la asignación del agua para los diferentes usos otorgando concesiones a los estados, municipios, productores agrícolas e industriales. Por recomendación de la instituciones internacionales (el Banco Mundial, el Fondo Monetario Internacional, el Banco de Desarrollo Interamericana y la Organización Mundial del Comercio), la CONAGUA está promoviendo la descentralización y privatización del servicio del agua y saneamiento de los sistemas locales. La presión de privatizar el servicio está principalmente ante los países en desarrollo como una condición necesaria para

acceder a créditos y asistencias internacionales (Arrojo Agudo, 2006). Es de opinión general que un servicio ofrecido por compañías privadas se logra un suministro más eficaz y justo sin manipulaciones o presiones políticas. Este tipo de manejo está relacionado con inversiones masivas para un abastecimiento seguro y altos costo de entrega. El mercado abre incentivos para la eficiencia pero por la dinámica del mercado es a veces ineficaz en lo que se refiere al manejo de problemas ambientales, sociales, éticos y de equidad como esta enfatizado en el Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CNUMAD, 1992), donde se enfoca la importancia de lograr una distribución equitativa y justa de los recursos naturales, asegurando el bienestar de cada individuo.

Los opositores de la privatización están preocupados por la exclusión de los temas de equidad, transparencia y participación público mientras los gobiernos colaboran con el sector privado sin consultar con los usuarios. Los organismos operadores públicos a veces no tienen incentivos y otros mecanismos para una gestión eficiente o socialmente responsable del agua. Los directores de los organismos se preocupen por tomar decisiones que pueden afectar la política actual ya que son dependientes de ella. Se pone poca importancia en la adopción de estrategias y prácticas de una empresa moderna como instalar medidores domiciliarios, detectar y reparar las fugas rápidamente, atender oportuna y cortemente a los usuarios, facilitar el pago y evaluar la rentabilidad de las inversiones entre otros (Barkin y Klooster, 2006). Los polémicos debates sobre la privatización o la operación pública del servicio de agua oculta la necesidad de atender los objetivos fundamentales de una gestión adecuada de agua y de saneamiento a todos los sectores de la población considerando el bienestar social y los problemas sociales que no se pueden resolver con soluciones simplistas del mercado. Las estrategias del manejo del agua siempre deben de integrar las consideraciones sobre su impacto ambiental y los límites ecológicos que impiden cumplir con todas las demandas para el agua si no son sustentados socialmente respetando los límites. La decisión de una operación privada o pública son temas que requieren un estudio y consideración cuidadosa (Jiménez-Torrecilla y Martínez-Gil, 2003).

En Mexico se han otorgado concesiones a compañías privadas en tres ciudades (Aguascalientes, Saltillo y Cancún) con un desempeño mejor que el promedio nacional en

lo que refiere a mejoramiento de la cobertura del servicio y la eficiencia del mismo. Pero también compañías públicas (Monterrey, Tijuana y León) ofrecen un servicio mejor que muchas compañías privadas pero con unas tarifas que se encuentran en lo más altas en Mexico (Barkin y Klooster, 2006) alcanzando las tarifas de las compañías privadas.

En Mexico la mayor parte de la población recibe el agua de compañías públicas que en cifras estadísticas publicadas por CONAGUA mostrando resultados pobres (Barkin y Klooster, 2006), ya que muchos de estos organismos dependen de fondos federales para financiar sus inversiones e incluso de subsidios para su operación cotidiana.

Una solución a las debilidades del sistema actual se ofrece por la Nueva Cultura de Agua (NCA) y un manejo integrado de cuencas incluyendo planteamientos fundamentales para una gestión responsable tanto para la población como para los ecosistemas de que dependemos. Este concepto surgió de un movimiento social mayor en España en contra de un ambicioso programa de infraestructura para construir enormes presas y obras públicas que facilitarían el trasvase del agua a gran escala. Barkin (2006) ofrece en su descripción de la situación de la gestión hidráulica en México una modificación de la NCA identificando usos primordiales del agua cuya asignación debe reflejar diferentes prioridades en el plano político. La NCA ofrece un contraste a la manera convencional del manejo de agua que siempre satisfizo la demanda de agua y promovió soluciones de oferta a través de grandes programas de obra pública. La identificación de la necesidad de considerar la evaluación social, ecológica y económica del mejor uso del agua es un punto importante de la NCA considerando el derecho humano al agua, pero interpretando como un consumo mínimo bajo condiciones socialmente aceptable, dentro de los límites de la disponibilidad regional del agua.

La NCA define el orden de prioridad para el consumo de agua en lo siguiente (Barkin y Klooster, 2006):

1. *Agua para la vida*: agua potable como un derecho humano para el bienestar individual y colectivo que no debe negarse a ninguna sociedad, y menos aún usando el pretexto de la estrechez financiera.
2. *Agua para el mantenimiento de la sustentabilidad del ecosistema*: comprende asegurar la integridad de los acuíferos originarios del agua urbana y garantizar la

calidad de los efluentes hídricos para no amenazar los ecosistemas receptores de las descargas.

3. *Agua para las actividades de interés social general*: incluyendo a los servicios urbanos, de salud, saneamiento, y de cohesión social asegurando la disponibilidad equitativa a todos los grupos de la sociedad.
4. *Agua para el crecimiento económico y el desarrollo social*: agua para actividades económicas sociales legítimas, además del consumo individual arriba de una necesidad básica, que se encuentran ligadas a actividades productivas.

Para los primeros tres puntos se necesita una plataforma en las cuales están considerados los puntos de la equidad y la cohesión social para emplear un criterio de máxima eficiencia socioeconómica para las tarifas de agua basadas en tasas crecientes de consumo y socialmente aceptables.

El cuarto punto que representa la demanda grande de agua por las actividades económicas las cuales son la clave de los crecientes problemas de escasez, contaminación y problemas del acuífero por el uso intensivo del acuífero.

Es de reconocer que existe un derecho para mejorar la condición de vida pero la sociedad tiene la obligación de asegurar la elaboración de normas estrictas y emplear todo el peso del estado en su aplicación para que no se convierta en un uso ilegítimo o ilegal, excediendo la capacidad de los ecosistemas (Barkin y Klooster, 2006). Este punto es de acuerdo con el Informe de la Cumbre para la Tierra de las Naciones Unidas en donde se indica que el suministro de agua de buena calidad para toda la población debe preservar las funciones hidrológicas, biológicas y químicas de los ecosistemas y adaptar “las actividades humanas a los límites de la capacidad de la naturaleza” (CNUMAD, 1992).

La cultura de agua es un punto importante en las consideraciones en el manejo de agua. No solo es un factor en la producción, también tiene su valor en espacios sociales y recreativos (Jiménez-Torrecilla y Martínez-Gil, 2003; PDUSLP, 2000). Para mantener estos lugares con sus valores se requiere cambios en el gobierno y en su política y también en la sociedad y su interacción por medio de debates y discusiones. Una vez declarados los lugares recreativos o espirituales como patrimonio se están limitados en su uso productivo. La destrucción de estos sitios, más allá de los límites de su uso permitido, perjudica el

concepto de sustentabilidad en la gestión del agua (Jiménez-Torrecilla y Martínez-Gil, 2005).

Prácticamente la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA, 2008) define en el Artículo Primero, inciso V un “aprovechamiento sustentable, la preservación y, en su caso, la restauración del suelo, el agua y los demás recursos naturales, de manera que sean compatibles la obtención de beneficios económicos y las actividades de la sociedad con la preservación de los ecosistemas.” También el artículo 27 de la Constitución exige “medidas necesarias para ordenar los asentamientos humanos y establecer adecuadas provisiones, usos, reservas y destinos de tierras, aguas y bosques, a efecto de ejecutar obras públicas y de planear y regular la fundación, conservación, mejoramiento y crecimiento de los centros de población; para preservar y restaurar el equilibrio ecológico” (CEUM, 2006).

Un manejo eficiente de agua requiere de un organismo que cumple con los siguiente requisitos 1) la necesidad de objetividad e imparcialidad en los cuerpos administrativos, junto con la adecuada base de información y especialización técnica, en el proceso de la toma de decisiones y 2) la preponderante inclusión de las necesidades de los ecosistemas y en particular de la disponibilidad de agua al evaluar las decisiones administrativas para la asignación de los recursos (Barkin y Klooster, 2006).

Este sistema debe proporcionar eficazmente las funciones de coordinación y administración del sector público con las necesidades productivas y sociales de los consumidores, generando incentivos que resultan del uso de agua aumentando al máximo los beneficios a largo plazo para los sistemas económicos, sociales y ambientales. Bajo suposición de instalar líderes fuertes y profesionales capacitados, eficaces y responsables ante la confrontación política para modernizar el servicio de agua y atacar los problemas que resultan de una infraestructura inadecuada. La inversión en el sistema de agua potable, alcantarillado y saneamiento tiene beneficios económicos en ahorros a nivel mundial por gastos de instituciones de salud (7 mil millones) y en gastos individuales (340 millones) (EAM, 2008).

Dentro de estas consideraciones, el organismo operador tiene que cumplir con estas perspectivas no importa que sea una institución privada o pública.

Consideraciones alternativas de este organismo operador para un manejo sustentable de agua de la región son necesarias a corto y largo plazo como la reforestación, la conservación de suelos, el uso de tecnologías anaeróbicas y pantanos artificiales para el tratamiento de aguas residuales y su reutilización. Guevara Gasca (2007) presenta en su estudio la posibilidad de un aprovechamiento de agua de lluvia para diferentes sitios de la ciudad de San Luis Potosí.

La vigilancia y control del uso de agua es un desafío esencial en la confrontación de un uso inadecuado relacionado con una penalización por un consumo excesivo de este recurso. El uso excesivo proviene de la gratuidad o de la subvención pública para los diversos usos de agua hasta subvenciones que están lejos de beneficiar al conjunto de la sociedad y inducen la irresponsabilidad y la ineficiencia a costa del ambiente y del servicio público (Arrojo Agudo, 2006).

La NCA reconoce el derecho de las comunidades a sus territorios y ecosistemas de los que dependen en su existencia. La sustentabilidad de los ecosistemas hídricos y el derecho de las comunidades a su territorio deberían considerar como derechos humanos colectivos desde la perspectiva de reconocer tales ecosistemas como patrimonios de la humanidad (Arrojo Agudo, 2006). El mismo enfoque se presenta por la problemática de trasvase entre cuencas que provoca impactos adversos en el ambiente y en la justicia social e intergeneracional. La NCA sugiere en estos casos que el desarrollo regional debe ser diseñado de acuerdo con la disponibilidad de agua en su propia cuenca (Barkin y Klooster, 2006).

Un tema esencial de la NCA es el énfasis a la gestión de la demanda para el agua en especial el impacto que se generan en los sectores agrícolas, sociales e industriales. Cambiando el interés esencial de la oferta del agua a la demanda que siempre es conceptualizada como una variable independiente, la cual siempre debe satisfacerse por el organismo operador, se redefine como una variable dependiente de múltiples factores institucionales (Jiménez- Torrecilla y Martínez-Gil, 2003).

Es de primordial necesidad abrir un debate social y político transparente, en un ambiente competitivo con la participación de la población, los administradores y los científicos de diferentes disciplinas para definir los intereses generales y diseñar y aplicar un modelo de desarrollo sustentable para el abastecimiento con agua (Arrojo Agudo, 2006).

Con el propósito declarado de realizar acciones para proteger el acuífero 2411, se formó el Comité Técnico de Aguas Subterráneas del Acuífero San Luis Potosí (COTAS) como un organismo auxiliar del Consejo de Cuenca de Altiplano. El COTAS fue creado el 20 de septiembre del año 2000 integrando usuarios de los diversos usos de agua subterráneos y contando con los representantes gubernamentales para asistencia técnica y asesoría con un objetivo central: “Estabilizar el acuífero con el fin de garantizar el desarrollo socioeconómico y ambiental sustentable de su área de influencia”. Esta organización tiene contempladas varias líneas de acción:

1. Hacer un uso más racional y eficiente del agua en los sectores poblacional, agrícola e industrial.
2. Incrementar el tratamiento de aguas residuales para su reúso y evitar la contaminación del acuífero.
3. Crear un marco legal para todas las acciones del plan integral.
4. Definir alternativas de proyectos de agua para el abasto de agua potable a corto y largo plazo reduciendo el uso intensivo del acuífero y generar desarrollo económico en la región.
5. Consolidar al COTAS internamente y en su relación con las diferentes instituciones y organismos gubernamentales y no gubernamentales.
6. Vincular los objetivos y programas del plan integral con los planes de desarrollo municipales y con los planes de manejo de otros acuíferos de la zona centro del estado.

El COTAS tiene contemplado el establecimiento del Plan de Manejo y el Reglamento del acuífero del Valle de San Luis Potosí. El Plan de Manejo requiere la integración de toda la información disponible relacionada con el agua subterránea para una consulta eficiente con el objetivo de “...frenar la sobreexplotación del acuífero, reduciendo gradualmente la extracción hasta alcanzar su estabilización y garantizar el uso sustentable del agua” (COTAS, 2003).

Los dirigentes actuales del COTAS reconocen que el principal uso del acuífero es para el abastecimiento urbano y por tanto cualquier medida que se adopte para su regulación debe contemplar el compromiso del INTERAPAS como actor fundamental (Peña, 2006).

Esta creación de un consejo técnico que conjunta los usuarios del agua de la región muestra el intento de los municipios para confrontar la problemática que causó el uso intensivo en los últimos años según de los lineamientos que indica la NCA. El enfoque se dirige en primera instancia a la conservación y estabilización del acuífero sugiriendo la realización de un estricto cumplimiento, seguimiento y evaluación de los planes de desarrollo urbano en los asentamientos de la cuenca (COTAS, 2003). Importantes son consideraciones sobre la necesidad de la asignación de agua, la eficacia técnica (reducción de fugas y red de saneamiento) y la posibilidad de incentivos para la conservación del agua (la gestión de la demanda) para una estructura tarifaria bien diseñada. Decisiones sobre el ordenamiento territorial y las asignaciones del uso de suelo son esenciales para un manejo sustentable del recurso hídrico y son preocupantes para los autores del *Estudio Técnico del Acuífero 2441* (COTAS, 2005) y del Plan de Desarrollo Urbano del Estado de San Luis Potosí 2000-2020 (PDUSLP, 2000).

Si el consejo técnico puede iniciar la transición a un manejo sustentable proponiendo acciones para mejorar la gestión, como se propone con el Plan de Manejo Integral del Acuífero de San Luis Potosí (COTAS, 2003) el organismo operador y el sistema político se tienen que encargar de estos problemas e iniciar su realización. Un punto importante es la optimización de las reservas de aguas superficiales con una gestión adecuada que permita el uso estable durante del año y en especial en las temporadas de estiaje evitando inundaciones indeseables en épocas de lluvia.

El subprograma del manejo integral del agua dentro del estudio del Plan de Desarrollo Urbano del Estado de San Luis Potosí 2000-2020 (PDUSLP, 2000) ofrece lineamientos de acción congruentes a la NCA que incluyen a) establecer un programa integral sustentable del manejo de agua con la participación de la población y del gobierno, b) elaborar estudios del acuífero y fuentes superficiales para evaluar la disponibilidad y calidad del agua y con base de este conocimiento proponer estrategias, c) establecer programas de prevención y

saneamiento de la contaminación del acuífero y de la cuenca, d) establecer sistemas de tratamiento de las aguas residuales y e) verificar que todos los programas encaminados para introducir redes de agua potable y drenaje incluyan sistemas de manejo sustentable, de potabilización y de tratamiento.

Los objetivos que están mencionados en los programas del NCA, del PDUSLP y del COTAS para un mejoramiento del manejo de agua también están establecidos en el Plan Nacional Hidráulico Edición 2008 (PNH, 2008) en donde se hace énfasis en la situación actual del recurso y su aprovechamiento sustentable. Las instituciones y organismos operadores tienen que buscar el camino para un cambio en su estructura para satisfacer el sector poblacional y económico con un servicio efectivo y sustentable sin dañar el ambiente. Una acción para el uso, la gestión y el desarrollo responsables de las aguas subterráneas se ha iniciado recientemente para llamar la atención a la conservación de los acuíferos y su manejo adecuado. Esta llamada Declaración de Alicante (Declaración de Alicante, 2006) recomienda acciones que incluye estrategias de gestión, el mejoramiento del entendimiento de los derechos de uso del agua subterránea, el mejoramiento de la capacidad y conocimiento científico en los países en desarrollo, la implantación de programas de seguimiento constante de las aguas superficiales y subterráneas, el desarrollo de las instituciones locales para mejorar la gestión sustentable incorporando la población en su funcionamiento.

Peña (2006) analizó la situación en San Luis Potosí y concluyó que todavía rebasan las acciones de garantizar un abasto de agua segura las disposiciones organizativas del organismo operador y demanda acciones políticas urgentes para reorientar el desarrollo de la ciudad de acuerdo con las posibilidades de un acuífero que manifiesta importantes signos de deterioro.

La extracción intensiva del agua subterránea profunda en las últimas décadas sin duda ha sustentado el desarrollo socioeconómico de San Luis Potosí, pero causó un aumento en los elementos nocivos para la salud de la población en el agua subterránea del acuífero profundo. Esta ocurrencia es indeseable como una contaminación antropogénica. Se tiene que insertar medidas que limiten el aumento de estos elementos para el agua extraída con

una calidad deseable de que no rebase las normas establecidas. Un punto importante para la explotación adecuada es encontrar un estado de equilibrio entre el acuífero y la biosfera que satisfice las necesidades de la población y la industria sin afectar el ambiente y los ecosistemas. En otro caso se tiene que limitar el crecimiento de la población e impedir el asentamiento de la industria en esta región para no convertir en una zona no renovable. Escenarios a futuros presentados en estudios de Guevara Gasca (2007) y PDUSLP (2000) indican una creciente presión sobre el acuífero u otras fuentes de agua aumentando el gasto para el abastecimiento de la población y las actividades económicas si no existen medidas para controlar el crecimiento incontrolada poblacional, comercial e industrial.

El conocimiento del acuífero profundo se ha desarrollado en los últimos años. Una descripción se puede encontrar en el trabajo de Castillo Cruz (2003). Pero de algunos conceptos existen todavía percepciones diferentes como es el caso en la “sobreexplotación” y en el balance de agua como muchas veces están consultados para explicar las necesidades de tomar acciones irreflexivo o erróneos sin considera los conceptos de la NCA.

Los análisis poco serios y de datos poco confiables dan lugar a predicciones poco alentadores del recurso, las cuales impulsan cada vez con mayor fuerza la importación de agua de fuentes lejanas (Martínez, 2005).

3.5 El Balance de agua

3.5.1 El mito del balance de agua

Una forma de evaluar un manejo sustentable del agua subterránea en una región es por medio de un balance de agua, en donde los componentes de la ecuación describen los volúmenes de agua que circulan en una zona (cuenca) definida y están disponibles para un manejo adecuado dependiendo de las necesidades de la población, industria, agricultura y ambiente. Esta ecuación basa en la ley de conservación de materia y es el origen de una confusión que ha sido llamada por Bredehoft (2002) y Devlin y Sophocleous (2004): el mito de balance de agua. El mito de balance de agua proviene de un razonamiento aparentemente lógico que consiste en la idea de que si de un acuífero está siendo extraída

una cantidad de agua que es superior a la de la recarga, un día el recurso se va a agotar (definición de la “sobreexplotación”).

La ecuación del balance de agua se puede expresar en un balance de masa en donde la entrada (recarga) a un sistema acuífero es igual a la salida (descarga). Este estado estable es dado antes del inicio del desarrollo de un acuífero. Si en la ecuación (3-1) los valores de B , ΔR_0 , ΔD_0 y dv/dt son 0 se presenta el estado estable antes del inicio de la extracción de agua del acuífero (ecuación (3-2)).

$$(R_0 + \Delta R_0) - (D_0 + \Delta D_0) - B + dv/dt = 0 \quad (3-1)$$

$$R_0 = D_0 \quad (3-2)$$

donde D_0 = la tasa de descarga natural antes del inicio del bombeo (L^3/T), ΔD_0 = el cambio de la descarga natural por el bombeo (L^3/T), R_0 = la tasa de recarga natural antes del inicio del bombeo (L^3/T), ΔR_0 = el cambio de la recarga natural por el bombeo (L^3/T), B = caudal de extracción (L^3/T) y dv/dt = el cambio en el almacenamiento del agua en el acuífero con el tiempo de bombeo.

Bredehoft (2002) y Devlin y Sophocleous (2004) presentan en sus trabajos que para un manejo sustentable de bombeo y solo para él, no es necesario conocer el valor de recarga. Con la suposición que la recarga no está siendo afectada por el bombeo, para una extracción sustentable del acuífero es suficiente en conocer el cambio de la descarga inducido por el bombeo. Este resultado también tiene la ventaja que no es necesario estimar la tasa de recarga también por su dificultad de medición exacta.

Con este manejo menos restrictivo de la recarga entonces resulta el caudal sustentable de la extracción en una cantidad que suma los cambios de la recarga y descarga inducidos por el bombeo (ecuación (3-3)).

$$\Delta R_0 - \Delta D_0 = B \quad (3-3)$$

Este balance de agua falla en dos aspectos para una perspectiva más amplia que incluye la sustentabilidad con todos sus aspectos de una región. Primero se asume que la recarga es

independiente del bombeo que no siempre es verdadero y en segundo si es necesario conocer la tasa de recarga para un manejo sustentable del acuífero.

La extracción de agua de un acuífero puede afectar la recarga por 1) el incremento de la recarga por la captura del agua de humedales, por los cuerpos de agua superficiales, retornos de riego de superficie, un incremento del gradiente de drenaje de la zona vadosa al acuífero por el descenso del nivel del agua o 2) una disminución de recarga si el bombeo causa una consolidación del acuífero disminuyendo la permeabilidad de las unidades de recarga.

Otra suposición que afecta el balance de agua es el modelo de un sistema cerrado o un sistema unidireccional donde el agua entra de un lado y sale de otro lado. Estos acuíferos en estas formas existen, pero en muchos casos se convierten en sistemas multidireccionales cambiando las condiciones iniciales como en el ejemplo de isla de Bredehoeft (2002) en dónde un acuífero con condiciones afluentes esta circundado por agua y se convierte con el tiempo del desarrollo del acuífero en un sistema de efluentes donde el acuífero está alimentado por las aguas circundantes.

Cuando un acuífero se convierte en un sistema multidireccional, el caudal de bombeo puede exceder la cantidad de descarga y también de la recarga. La zona de descarga se convierte en una fuente de recarga para un acuífero y proporciona una fuente adicional de agua. Ahora con una cantidad de recarga más alta, el caudal de extracción puede exceder la recarga original antes del inicio del bombeo de una manera sustentable. Una limitante en esta consideración es la necesidad de la existencia de una fuente externa de agua para mantener la sustentabilidad en el bombeo, en caso contrario puede ocurrir, como se mencionó anteriormente, un agotamiento del acuífero.

3.5.2 La importancia de la recarga para la sustentabilidad del acuífero

Una evaluación moderna de la sustentabilidad de agua subterránea requiere de una modelación matemática y computacional para conocer el comportamiento del acuífero con todas sus características. El conocimiento de la respuesta dinámica de un acuífero es

importante para determinar el impacto ambiental y cuantificar el manejo sustentable en un acuífero.

El concepto de desarrollo sustentable del agua subterránea y del bombeo sustentable fácilmente se confunde. El bombeo sustentable se refiere al caudal de extracción el cual se puede mantener indefinible sin agotar el acuífero y el concepto de sustentabilidad abarca un término más amplio y va más lejos que el concepto del bombeo sustentable e incluye temas como la calidad de agua y beneficios sociales, ambientales y económicos. Otra diferencia importante entre ellos es la cantidad de recarga, la cual no es necesaria para estimar un caudal de bombeo sustentable, pero es requerido para una evaluación exacta de la sustentabilidad. La importancia de recarga para los dos conceptos es un sujeto de discusión de mucho tiempo y es una fuente de confusión. La confusión es más fuerte con el concepto de bombeo sustentable si se basa en el mito de balance de agua. El mito de balance de agua es la idea que el caudal de un bombeo sustentable no puede exceder la cantidad de recarga virgen en un acuífero existente. La recarga no es el factor limitante para estimar un bombeo sustentable, pero si tiene importancia para la sustentabilidad de una región, pero no para determinar la magnitud máxima de desarrollo sustentable (Bredehoft, 2002; Devlin y Sophocleous, 2004).

3.5.3 El balance de agua en San Luis Potosí

El proceso dinámico de un acuífero y la evolución del balance de agua muestra el acuífero 2411 de San Luis Potosí. Para esta evaluación se considera solamente los datos existentes del acuífero profundo por el objetivo de este trabajo.

Datos del balance existen desde el año 1972 en donde se considera un estado estable en el acuífero profundo con un equilibrio en la cantidad de agua entrante y saliente (recarga y descarga respectivamente). En el reporte de CONAGUA (2002) se determina que la salida de agua del acuífero por flujo subterráneo hacia el sur ya no está activa. Las cifras de recarga y descarga (caudal del bombeo) mencionadas están en el rango de 30.6 Mm³/año. A los 27 años de desarrollo del acuífero profundo se detectó un cambio en las cifras del balance de agua. No solamente se calcula un caudal de extracción en el acuífero profundo de 120.6 Mm³/año, también la cantidad de recarga subió a un valor de 78.1 Mm³ anual

(Figura 3-8). Estos cálculos muestran claramente que en el desarrollo de un acuífero con una extracción fuerte se afecta la recarga como se ha mostrado anteriormente. El aumento de la extracción aumentó la recarga (flujo subterránea vertical o horizontal). En el desarrollo de un acuífero, cuando se entra a condiciones dinámicas todo el balance es afectado en la búsqueda de un nuevo equilibrio.

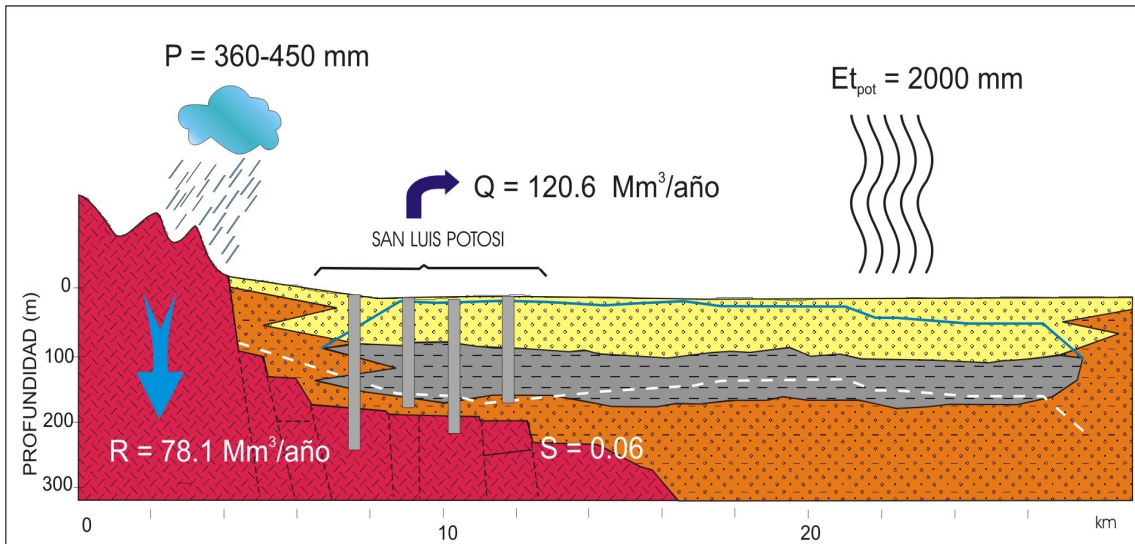


Figura 3-8: Los componentes del ciclo hidrológico según CONAGUA (2002)

La recarga de 78 Mm³/año se obtuvo por un cálculo de los abatimientos registrados en los pozos y el coeficiente de almacenamiento como se presenta en la .

Tabla 3-3: El cálculo de la recarga de la cuenca hidrológica de San Luis Potosí

$R = Q \pm (S \times V)$ R = Recarga Q = Extracción de los pozos (S * V) = Volumen drenado	V = 707.973 m³ (cambio volumétrico en el almacenamiento del acuífero) S = 0.06 (Coeficiente de almacenamiento considerado)
$R = Q \pm (S \times V)$ (S x V) = 42.5 Mm³/año Q = 120.6 Mm³/año R = 120.6 – 42.5 = 78.1 Mm³/año	

En el acuífero de San Luis Potosí el volumen anual concesionado, de acuerdo con los títulos de concesión inscritos en el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA), de la Subdirección General de Administración del Agua, al 30 de abril de 2002 es de 149,346,618 m³/año.

Con este valor de recarga se calculó la disponibilidad de aguas subterráneas (metodología NOM-011-CNA-2000) de siguiente manera (CONAGUA, 2002):

Disponibilidad media anual de agua subterránea en una unidad hidrogeológica	=	Recarga total media anual	-	Descarga natural comprometida	-	Volumen anual de agua subterránea concesionado e inscrito en el REPGA
- 71.25	=	78.10	-	0.0	-	149.35

El resultado de esta ecuación con un déficit de 71.25 Mm³/año indica un valor negativo para la disponibilidad de agua en San Luis Potosí. La conclusión que tomó la CONAGUA para la ciudad resultó que no existe volumen disponible para nuevas concesiones en el acuífero San Luis Potosí.

Un estudio realizado por Carrillo-Rivera en 2000 discute en una forma más detallada la problemática. Su ecuación propuesta incluye una separación de la recarga en forma que se distingue en una recarga lateral y vertical. La recarga lateral se refiere a un flujo subterránea horizontal y la recarga vertical a una infiltración de la superficie y un flujo subterránea ascendente. Para el cálculo del coeficiente de almacenamiento en donde no se consideró los valores de la recarga verticales se obtuvo un valor de 0.19. Este coeficiente indica que el acuífero presenta un comportamiento de tipo libre. Por estudios de subsuelo y las perforaciones de los pozos se conoce una situación hidráulica del acuífero profundo diferente en donde se representa condiciones confinadas. Pero calculando con un coeficiente de almacenamiento de 0.001 que es representativo de un acuífero confinado, resulta en un abatimiento de 200 m por año. Por información recabada directamente en el campo se conoce un valor de abatimiento de 1.35m anual Carrillo-Rivera (2000).

La diferencia en los valores se puede explicar por la existencia de una fuente adicional de agua lo más posible de un flujo vertical que está fundamentado por el incremento de la concentración de fluoruro y la temperatura en el agua subterránea durante del bombeo. Esta indicación también explica una discrepancia entre el fuerte incremento del caudal de extracción (780-2698 L/s) y el leve abatimiento (0.9-1.35 m/año) anotada en los años 1972 y 1987 Carrillo-Rivera (2000). Esta discordancia proviene por el decremento de la densidad del agua por el aumento de la temperatura que causa una expansión del agua que limita finalmente el abatimiento del agua subterránea.

La consideración de un flujo entrante vertical es importante para estimar un balance hídrico en una región determinada (Carrillo-Rivera, 2000). Su incertidumbre no facilita la descripción de un modelo conceptual para entender el comportamiento del agua subterránea y definir la dinámica en el acuífero para un manejo sustentable.

En los estudios de Carrillo-Rivera (2000) y CONAGUA (2002) existe una diferencia respecto al coeficiente de almacenamiento que tiene una cierta importancia en el cálculo del balance de agua como se influye el abatimiento del agua directamente y proporciona la idea de una “sobreexplotación” si el valor no está calculado correctamente. El acuífero de San Luis Potosí tiene una constitución muy heterogénea y el valor del coeficiente de almacenamiento cambia en distancias cortas, de este modo, es muy improbable que un único valor de almacenamiento para todo el acuífero pueda explicar su comportamiento correctamente. Como la incertidumbre es muy grande para la estimación del coeficiente de almacenamiento así es también para la definición de una “sobreexplotación” del acuífero de San Luis Potosí como también para la estimación de la recarga y la disponibilidad de agua; lo que propone la CONAGUA como un indicador de peligro al equilibrio de los ecosistemas en una región.

3.6 La sobreexplotación en el contexto del desarrollo sustentable

3.6.1 Introducción

En muchas regiones, en especial áridas y semiáridas, el desarrollo del acuífero puede ser intensivo, ya que el agua subterránea es lo más accesible, barato y seguro. La presión sobre

el acuífero puede ser grande para el desarrollo en especial por el aumento de la población y crecimiento económico y puede exceder la capacidad de control para las agencias responsables de la gestión del agua. Esta situación se presenta en todos los continentes que presentan estas características climáticas de aridez (en el centro y sudoeste de EU, Brasil y los áreas del Mar Mediterráneo de China e India, en Asia cercana y media, en las ciudades de México, Sao Paulo y Lima) (Custodio, 2002). También en Mexico existen 101 acuíferos de 653 definidos que presentan características de un uso intensivo o “sobreeplotado” (Figura 3-9) (EAM, 2008). El acuífero 2411 se encuentra en una situación desfavorable causado por el crecimiento poblacional y económico y una gestión inadecuada en el aprovechamiento en los últimos años.

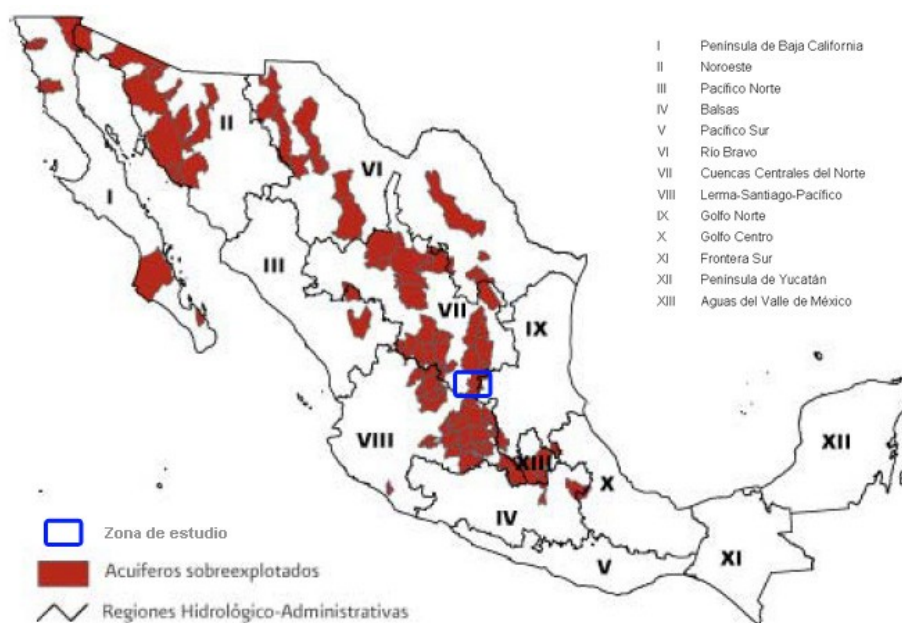


Figura 3-9: Acuíferos “sobreeplotados” por Región Hidrológico-Administrativa, 2007 (tomado de EAM, 2008)

El uso intensivo del agua subterránea ha causado muchos problemas complejos y específicos de sitio, especialmente a partir del siglo veinte. Muchos de estos problemas, consisten en situaciones mal definidas, algunas reales y algunas solo de percepción. Todos ellos pueden ser incluidos en un concepto único llamado “sobreeplotación”. Este concepto comienza a ser utilizado en un sector amplio de la sociedad en los años 70s, con frecuencia sin definición exacta. El uso es más frecuente en las regiones áridas y semiáridas, donde el

acuífero es explotado intensivamente por problemas causados por interferencias entre los pozos o gestión inadecuada del acuífero (Custodio, 2002).

Efectos causados por el uso intensivo de agua subterránea

Cuando comienza este efecto de “sobreexplotación”, diferentes señales están siendo transmitidas como:

1. Descenso del nivel de agua en conjunto con costos crecientes de la extracción y/o construcción de pozos más profundos
2. Deseccación de la superficie por la disminución de descarga en manantiales, ríos o humedales, desaparición o afectación de freatofitas y erosión,
3. Cambio en la dirección del flujo de agua subterránea causando infiltraciones de contaminantes o movilizándolo a cuerpos de agua de mala calidad,
4. Disminución de la carga hidráulica alrededor de las zonas de extracción mezclando diferentes tipos de agua y cambiando así su calidad,
5. Subsistencia del terreno por la reducción de la presión hidráulica en el acuífero con sedimentos no consolidados.

Estos señales no son necesariamente consecuencia de que el caudal de extracción sobrepasa a la recarga, pero son un resultado del comportamiento del agua subterránea por actividades que interfieren con el régimen del agua debido a un aumento en la extracción o un cambio en el uso de suelo. El conocimiento de los efectos que se presentan a menudo junto con una intervención en el sistema, es necesario para entender la dinámica del agua subterránea para el ajuste de un nuevo equilibrio con el ambiente y evaluar la situación en un acuífero. Para encontrar un nuevo estado de equilibrio el ecosistema se adapta a las nuevas condiciones.

Bredehoft (2002) demostró que para una estabilización del nivel de agua en un acuífero con una transmisividad baja se puede tardar hasta 1000 años. Entonces muchos efectos son mal interpretados por su conocimiento de corto plazo y no siempre existe una relación directa con el uso intensivo de un acuífero.

Un punto importante en este equilibrio ambiental es el balance de agua que incluye la relación entre el agua superficial y el agua subterránea. En cada región bajo condiciones naturales los componentes del balance hídrico están en un equilibrio. Si este balance es alterado significativamente por actividades humanas, se tiene que ajustar nuevamente para

alcanzar un equilibrio que representa las nuevas condiciones de la demanda de agua, de la recarga o también cambios climáticos a largo plazo (Carrillo-Rivera *et al.*, 2007). Los efectos que surgen inmediatamente después de una modificación de la recarga o de la descarga son más notables que aquellos que tardan en su aparición. En la práctica las consecuencias son a menudo ignoradas por profesionales y pueden causar decisiones erróneas si son interpretados por aproximaciones simples (Custodio, 2000).

Actividades humanas que se incrementan con el desarrollo de una región, cambian el balance estable del sistema ambiental que la naturaleza ha producido a lo largo del tiempo dependiendo del clima, la geología, la topografía, la vegetación y el uso del suelo (Carrillo-Rivera *et al.*, 2007).

La respuesta ambiental a un nuevo equilibrio se presenta no solo en modificaciones de las cantidades de agua en el balance hídrico, cambios en la vegetación, subsidencia de tierra, características de suelo o calidad de agua, sino también estas modificaciones hacen necesario una revisión del paradigma de balance de agua (ver capítulo 3.5). Por este motivo no solo la relación entre agua subterránea y el ambiente es importante para un programa de desarrollo sustentable de una región sino también es indispensable el conocimiento de la teoría de sistemas de flujos de agua subterránea (ver capítulo 2.7.2) para el entendimiento de los respuestas ambientales y modificaciones causadas por un uso del agua subterránea (Carrillo-Rivera *et al.*, 2007).

Cuando se inicia una extracción del agua de un acuífero, el efecto del descenso del nivel de agua se muestra primero localmente y más adelante se afecta un área más amplia, hasta todo el sistema. Los efectos son más rápidamente notados en acuíferos pequeños altamente transmisibles que en acuíferos grandes con una transmisividad baja. Dependiendo de las características del acuífero se debe prolongar el tiempo de las investigaciones para conocer el comportamiento del acuífero y su respuesta a la extracción intensiva del agua y el estado de transición en el ajuste de un nuevo equilibrio. La modificación en el equilibrio del nivel de agua subterránea también depende de los cambios superficiales (construcciones, erosiones) o cambios de la propia agua (salinidad, cambio en las características físico-

químicas). Con un cambio en la temperatura media del agua subterránea se relaciona un cambio de la densidad del agua y una subida del nivel de agua.

Abatimientos extremos en unas partes del acuífero pueden ser causados por la baja permeabilidad de las rocas circundantes, acuíferos de extensión limitada o una concentración de los pozos en un lugar determinado. La extracción de agua subterránea entonces no es necesariamente más grande que la recarga.

Muchas veces el acuífero no es una unidad aislada, se puede tener conexiones por todos lados en donde el agua subterránea fluye de un acuífero a otro y recibe recargas adicionales (ver capítulo 3.5). El cálculo de la recarga de un acuífero es muy complejo. Se necesita observaciones a largo plazo y su modificación continúa dependiendo de factores ambientales, sociales, culturales y económicos (clima, presas, cambio del uso del suelo) no facilita su determinación.

3.6.2 El concepto de “sobreexplotación”

Según la reglamentación del agua pública, un acuífero es considerado como “sobreexplotado” o en riesgo, si existe una extracción intensiva que sobrepase el volumen medio anual del recurso renovable o la extracción del agua produce una disminución en la calidad del agua.

Como el aspecto del término de sobreexplotación es negativo y a veces utilizado cuando se refiere a problemas temporales y situaciones difusas, para Custodio (2000) se convirtió en una expresión inútil técnicamente sin una definición de medición exacta. Existen reflexiones que incluyen aspectos físicos, químicos, económicos, ecológicos y sociales para una definición más amplia sin referir a valores absolutos o relativos de recarga y al uso de agua subterránea (Llamas, 1992; Young, 1993). Una definición incluye que el beneficio de la extracción total del agua subterránea es menor que los costos de desarrollo del acuífero. Pero estas definiciones necesitan variables o cálculos directos e indirectos que a veces son difíciles de medir como el costo, el cual debe de ser separado en subsidios, descuentos e impuestos. Costos indirectos incluyen la infraestructura, la protección y monitoreo, estudios, restauración e impactos ambientales.

Llamas y Custodio (2002) proponen el abandono del “concepto poco definido de sobreexplotación o términos similares, que pueden implicar acepciones derogatorias y pesimistas injustificadas o irreales, tal como se emplean por los medios de comunicación” y favorecen el concepto de desarrollo intensivo de las aguas subterráneas.

El desarrollo intensivo de aguas subterráneas existe según Llamas y Custodio (2002) “cuando se extrae una fracción significativa del recurso renovable interanual de los acuíferos, que, en contrapartida, modifica apreciablemente su régimen hidrogeológico, o causa impactos ecológicos o socioeconómicos significativos, o se producen cambios importantes en las interacciones río-acuífero”.

El uso intensivo es muy común en zonas áridas y semiáridas, islas pequeñas y zonas costeras (Llamas y Custodio, 2002). En áreas áridas donde la recarga es casi nula, para el aprovechamiento del agua subterránea es necesario mantener reservas de agua subterránea para sostener un flujo renovable por su importancia para el ambiente, para alimentar manantiales y humedales y un aprovechamiento para la comunidad local (ver capítulo 3.4).

Muchos grupos ven en el concepto de sobreexplotación una gestión fallida. Pero a veces es necesario un uso intensivo del acuífero para beneficiar el desarrollo económico y social de la región. Para mantener un desarrollo sustentable y estable de la región es necesario el ajuste del abastecimiento de la población a las necesidades y la utilización de tecnologías asequibles ahora y en el futuro.

El acceso al agua subterránea ha permitido a una buena parte de la población mundial de disponer de agua limpia y saludable, principalmente en áreas rurales, y constituye un alivio a la pobreza en países con clima árido y semiárido donde a veces es la única fuente del recurso. Para la industria, el agua subterránea es una fuente de suministro fiable y continuo y es un factor productivo generador de riqueza y empleo (Martínez Cortina *et al.*, 2002). En los últimos 50 años se han producidos grandes beneficios sociales y económicos en SLP en conjunción con el recurso (ver capítulo 3.2).

Las existencias de efectos negativos no tienen que impedir la consideración del desarrollo del agua subterránea como fuente de agua segura y efectiva. Cuando solamente se registra

los efectos negativos y no los beneficios que se obtiene durante del desarrollo de un acuífero se empieza a depreciar el agua y desconfiar del acuífero como una fuente fiable (Llamas y Custodio, 2002).

3.6.3 La identificación de un desarrollo intensivo del agua subterránea

La identificación de la “sobreeplotación”, mejor dicho de un uso intensivo del agua subterránea, donde aparecen problemas relacionados con la extracción de agua del acuífero no siempre es una señal de lo que ocurre en el acuífero. Los sucesos en el subsuelo son a veces ocultados por la problemática de la retardación y efectos transitorios en el acuífero por el bombeo y la variabilidad de los procesos naturales. No existen señales claras que permiten anunciar oficialmente que del acuífero se está extrayendo agua en un caudal más grande que la recarga (Custodio, 2002). Las señales como un abatimiento continuo, disminución de los flujos de manantiales o el deterioro de la calidad de agua también se pueden causar por un uso leve del acuífero. Otros señales son demasiado lentas para comprobar una sobreeplotación, como son un decremento de los niveles de ríos, reducción de humedales, disminución de calidad de agua y subsidencia de tierra.

3.6.4 Opciones de manejo y soluciones

Monitoreos a largo plazo, modelos matemáticos y/o computacionales del comportamiento del acuíferos en diferentes condiciones ayudan a encontrar mejores estimaciones de la recarga y otros características del acuífero incluyendo la problemática de su desarrollo intensivo para disminuir la incertidumbre en la evaluaciones para llegar a un manejo sustentable y futuras proyecciones. Con los modelos se pueden pronosticar y cuantificar muchos efectos para corregir a tiempo el manejo de agua con una regulación activa que permita un desarrollo adecuado del acuífero (Llamas y Custodio, 2002).

Una consideración para cuantificar la sustentabilidad, se basa en un análisis de los efectos producidos por la utilización intensiva del agua (impactos sociales, económicos y ambientales) en comparación de los beneficios generados (Martínez Cortina *et al.*, 2002). Para encontrar un balance se pone los costos directos e indirectos y los costos de daños ambientales en un lado contra los beneficios de usuarios y de la sociedad al otro lado. En un

marco dinámico se tiene que desglosar los componentes necesarios para establecer un desarrollo sustentable con un uso intensivo de agua en un contexto económico, incluyendo la preservación y la restauración del ambiente y la compensación de los daños.

El conocimiento profundo del acuífero y con una exactitud aceptable es indispensable para predecir el funcionamiento con respecto de su comportamiento hidráulico y químico. Una forma es el monitoreo periódico del agua subterránea, el cual permite observar fluctuaciones en la composición química del agua y determinar influencias estables, periódicos o repentinos de una fuente de contaminación.

3.6.5 Antecedentes de la Red Nacional de Monitoreo

Desde 1974 está operando el programa de monitoreo de la calidad del agua en México conocido como Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RNM). Ante las limitaciones de recursos materiales y humanos y la falta de cobertura de sitios de monitoreo, se planteó un rediseño en 1996 para la RNM con el “objetivo principal de generar información representativa y confiable de la calidad del agua de una manera costo-efectiva más eficiente” (SEMARNAT, 2008).

Actualmente la red cuenta con 1,014 sitios de muestreo, de los cuales 389 corresponden a la red primaria (207 en aguas superficiales, 52 en zonas costeras, 130 en aguas subterráneas); 285 pertenecen a la red secundaria (241 en aguas superficiales, 19 en zonas costeras, 25 en aguas subterráneas); 251 son para estudios especiales (81 en aguas superficiales, 47 en zonas costeras, 123 en aguas subterráneas) y 89 para la red de referencia subterránea. La red de monitoreo esta operada por la CONAGUA. *La red primaria* es la componente esencial y permanente de la RNM la cual genera la información descriptiva a largo plazo de los cuerpos de agua más importantes del país para determinar cambios en las tendencias. *La red secundaria* es la componente flexible de la RNM y asociado con fuentes específicas de impacto en los sistemas hídricos como las descargas de aguas residuales. Su generación de información descriptiva a corto y mediano plazo sirve para apoyar acciones de regulación y control de la contaminación. Los *estudios especiales* es la componente puntual de la RNM los cuales generan toda la información de la calidad del agua que se realizan dentro de la CONAGUA (INEGI, 2009).

La calidad del agua se determina por medio la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO₅), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST) (INEGI, 2009).

En San Luis Potosí se han generado informaciones de la RNM sobre la calidad del agua subterránea a partir de la década de los 1980's por la CONAGUA, Gerencia Estatal de San Luis Potosí. La red está compuesta por 16 sitios de los cuales 13 captan el agua del acuífero profundo (Tabla 3-4). Como se presenta en la Figura 3-10, su ubicación está relacionada más con la zona conurbana mientras gran parte de la cuenca queda sin cobertura.

Tabla 3-4: Pozos que forman parte de la RNM en los acuíferos de San Luis Potosí

No.	X	Y	Clave	Nombre	Tipo	Uso	Prof. (m)	acuifero
1	298146	2447454	CNA-11-24	Simón Díaz	pozo	urb.-publico	300	profundo
2	296699	2449522	CNA-11-13	Damian Carmona	pozo	urb.-publico	397	profundo
3	293824	2451379	CNA-11-3	Muñoz	pozo	urb.-publico	217	profundo
4	291722	2452703	CNA-11-52	Infonavit Morales	pozo	urb.-publico	300	profundo
5	294423	2454061	CNA-11-30	Tangamanga II	pozo	urb.-publico	300	profundo
6	293362	2455662	CNA-11-32	Saucito	pozo	urb.-publico	300	profundo
7	296732	2453822	CNA-11-92	Tercera Grande	pozo	urb.-publico	300	profundo
8	300353	2454664	CNA-11-110	A.P. Soledad	pozo	urb.-publico	223	profundo
9	304854	2455611	CNA-11-157	Rancho Esmeralda	pozo	agricola	250	profundo
10	306993	2458500	CNA-11-279	Mario E. Lozano	pozo	urb.-pub.-ind.	300	profundo
11	300936	2448799	CNA-11-59	Hostal del Quijote	pozo	urb.-publico	300	profundo
12	306027	2444860	CNA-11-326	Villa de Pozos	pozo	urb.-publico	350	profundo
13	296386	2449483	CNA-11-12	Vallejo y A. Melgar	pozo	urb.-publico	300	profundo
14	300877	2453260	CNA-11-548	Benito Delgadillo	noria	agricola	50	somero
15	300690	2453940	-	Negrete y Rio Santiago	noria	agricola	21.9	somero
16	300520	2451280	-	XEWA	noria	agricola	30	somero

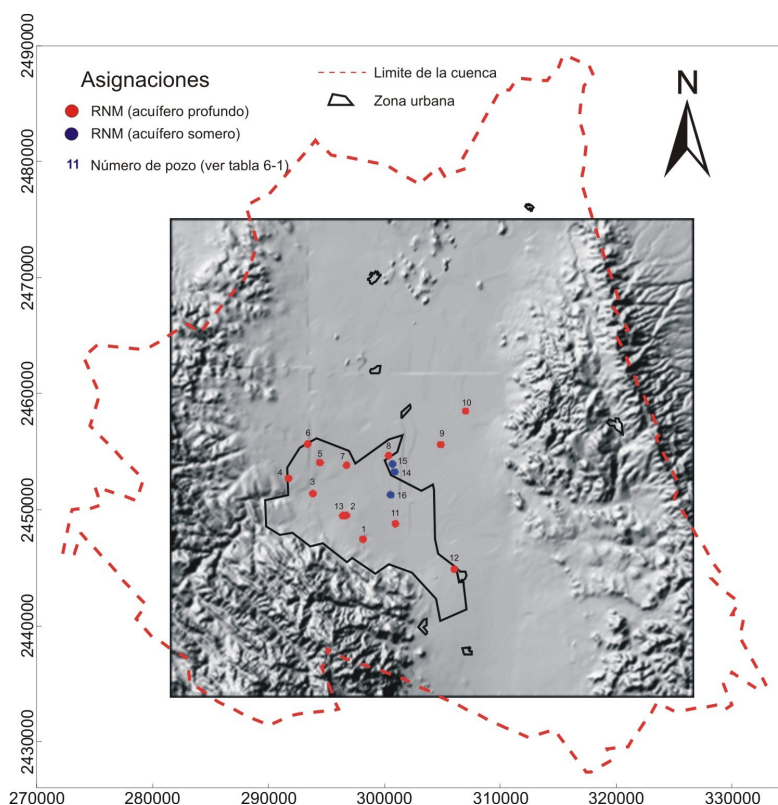


Figura 3-10: Ubicación de los pozos que forman parte de la red nacional de monitoreo de la Comisión Nacional del Agua

Las determinaciones analíticas basadas en el estándar nacional de referencia para la calidad del agua potable (NOM-127-SSA1-1994) no incluyen algunas de las características químicas de este acuífero como son los metales pesados. Los análisis que se llevan a cabo han sido principalmente utilizados para establecer tendencias en la evolución de la contaminación del agua subterránea en pozos seleccionados que captan sin diferenciar las sistemas de flujo local, intermedio y regional dentro de la zona de interés (Cardona *et al.*, 2005).

La información que proporciona la red presenta ciertos inconvenientes, entre los que se mencionan: i) que no existe un seguimiento ordenado en cuanto al número de mediciones y su periodicidad y ii) la ubicación y número de pozos incluidos en las redes no fue decidido con base en criterios científicos, sino únicamente de disponibilidad de aprovechamientos, de tal modo que las mediciones realizadas efectivamente permitan identificar en un espacio limitado la evolución del agua subterránea en relación con su calidad (Cardona *et al.*, 2005).

3.7 Objetivo del trabajo

Aunque la falla en el abastecimiento de la población de San Luis Potosí con un agua suficiente y de calidad proviene de una gestión inefectiva frente a un crecimiento poblacional y económico, en conjunto con una red de distribución dañada, también es importante enfocar la investigación a los acuíferos, en especial al profundo, como primer portador de agua potable en la zona de estudio. El panorama de una gestión sustentable con la integración de las características del acuífero con todas sus interacciones (balance de agua, sistemas de flujo, uso intensivo) lleva a un manejo adecuado del acuífero manteniendo su calidad de agua.

No siempre la escasez del agua es el primer problema en una zona determinada, muchas veces la calidad causa mayores daños en la población. Mientras un acuífero mantiene sus propiedades estables en tiempos geológicos, la calidad de agua subterránea varía en tiempos cortos. Una observación de los procesos dinámicos ayuda en el conocimiento de las reacciones subterráneas y en el entendimiento del acuífero con sus varios sistemas de flujo de agua subterránea para fin de lograr un manejo sustentable y adecuado de esta fuente. Existen varios métodos que facilitan el conocimiento del flujo de agua subterránea o de las propiedades de un acuífero con una incertidumbre alta o pequeña sobre los resultados. Encontrar un método adecuado lo cual resuelve esta tarea es siempre el primer objetivo en una investigación sobre un tema específico. Con métodos geofísicos y perforaciones de pozos y/o exploraciones se obtiene una imagen del subsuelo acerca de la distribución y heterogeneidad de las capas geológicas y de las rocas, pero esto no permite solucionar el problema de la calidad de agua la cual en su trayectoria es muy variable y desconocida, solamente con un monitoreo a largo plazo es factible tener una estimación del posible origen del agua subterránea.

El monitoreo de agua subterránea es uno de los métodos más importantes para sostener las estrategias y políticas de protección y conservación del agua subterránea (ASCE, 2003). La implementación de un programa de monitoreo ayuda a mejorar la planeación, el desarrollo, la protección y el manejo del agua subterránea, controlando la contaminación y la extracción ineficiente.

El diseño de una red de monitoreo empieza con el establecimiento de sus objetivos (ver capítulo 4). Con la existencia de dos sistemas de flujo de agua subterránea en el acuífero profundo con unas características específicas de la calidad de agua (ver capítulo 2 y 3), los cuales hay que considerar en un diseño de red de monitoreo, se propone la necesidad de la construcción de dos redes de monitoreo (uno para el sistema de flujo intermedio y uno para el flujo regional).

Para esta investigación el principal objetivo es:

- el diseño de dos redes de monitoreo óptimas de bajo costo y una incertidumbre pequeña en la estimación de la calidad de agua de los sistemas de flujos de agua subterránea como herramienta base para un manejo sustentable del acuífero profundo del Valle de San Luis Potosí.

Esto objetivo está enfocado principalmente en la calidad del agua y la ubicación de los pozos. Los datos principales que se requieren son las características químicas del agua subterránea que ayudan definir los flujos de agua subterránea. De manera particular, los objetivos de la red de monitoreo en el valle de San Luis Potosí son:

- identificar los pozos (áreas) afectados por los diferentes sistemas de flujos de agua subterránea.
- determinar los parámetros químicos más representativos para definir los flujos de agua subterránea y
- seleccionar las ubicaciones de los pozos existentes para obtener una estimación de la calidad de agua de los sistemas de flujo subterráneo con una incertidumbre pequeña y a la vez obtener una red de monitoreo de bajo costo.

4 Revisión de los métodos para el diseño óptimo de redes de monitoreo de la calidad del agua subterránea

4.1 Introducción

Antes de empezar con el desarrollo de la metodología empleada para la presente investigación, es necesaria una revisión del estado del arte de los diferentes métodos existentes para el diseño óptimo de redes de monitoreo a largo plazo.

El monitoreo de agua subterránea a largo plazo, es clave para mantener y/o mejorar la calidad de los recursos hídricos para el futuro. Este término se refiere a la recolección sistemática de datos del agua subterránea que describen características físicas, químicas y biológicas a través de escalas de tiempo consideradas adecuadas para demostrar el éxito de los objetivos establecidos para la calidad de agua subterránea o para documentar cambios de largo plazo en el agua subterránea o la calidad del agua subterránea. La necesidad de un monitoreo es especialmente importante para sitios en riesgo de contaminarse y/o en sitios fuente del abastecimiento de la población, con el fin de asegurar la protección de la salud humana y el ambiente. El gran costo asociado con estos programas de monitoreo hace necesario realizar nuevas investigaciones para optimizar el diseño de redes de monitoreo de largo plazo.

El interés en un monitoreo se debe a la necesidad de: a) proporcionar información objetiva, confiable y comparable, b) definir las condiciones naturales del agua subterránea, c) poder determinar tendencias en parámetros de interés, e) proporcionar alertas tempranas de contaminación y f) identificar interacciones hidráulicas y geoquímicas en los sistemas de aguas subterráneas. (Rentier *et al.*, 2006)

Históricamente, el enfoque del diseño de redes de monitoreo a largo plazo se centraba principalmente en la ubicación de pozos de monitoreo y determinación de las frecuencias de medición. Actualmente, a esta información se le debe incluir también el tipo y el costo de las mediciones, y los métodos de análisis. Un diseño óptimo de monitoreo tiene que minimizar el número de sitios y las frecuencias de muestreo (bajar los costos) manteniendo la satisfacción del objetivo del monitoreo.

Por este motivo es importante la identificación de los objetivos de un programa de monitoreo que abarcan desde objetivos cualitativos, como proteger la salud humana y el ambiente, hasta cuantitativos, como verificar el flujo de agua subterránea (ver capítulo 3.7).

El monitoreo de la calidad de agua subterránea constituye una de las más importantes en la toma de decisiones para establecer la estrategia, la política, la gestión y el control de la protección del agua subterránea (Vrba y Pěkný, 1991). Los sistemas de monitoreo a largo plazo se integran en una estructura de decisiones ambientales para ayudar en la toma de decisiones futuras sobre actividades o necesidades para los sistemas.

El tiempo de monitoreo en general no está definido, regularmente éste depende de que se alcancen los objetivos de la investigación y del comportamiento del objeto de interés (ASCE, 2003). El programa de monitoreo se determina o modifica según las nuevas características del sistema en respuesta de los cambios en las condiciones. Dos características distinguen a un monitoreo de largo tiempo de las otras formas de monitoreo. Primero, los cambios en las condiciones del subsuelo deberán ser en una forma previsible y estable para una observación sin influencias adicionales de la respuesta del sistema durante la extracción del agua subterránea para verificar su comportamiento. La segunda característica incluye el funcionamiento eficiente y rutinario de un programa de monitoreo con una demanda mínima de recursos financieros por su largo tiempo.

Es importante la realización del monitoreo de acuerdo a los objetivos de calidad fijados por los parámetros regulatorios. Estos parámetros determinan si se deben tomar acciones específicas durante la implementación del programa de monitoreo.

La importancia de la existencia de un modelo conceptual del sitio que incluye información hidráulica, química, geológica e hidrogeológica es fundamental para el conocimiento inicial de las características del acuífero y/o del agua subterránea.

Siempre, un objetivo para el monitoreo incluye la verificación de la validez del modelo conceptual establecido para un sitio. Aunque un programa de monitoreo no está diseñado para caracterizar un sitio, muchos de los datos coleccionados y los equipos instalados se pueden aprovechar para esta evaluación. La identificación de cambios en el

comportamiento del acuífero o de las características hidráulicas y/o químicas del agua subterránea pueden provocar modificaciones en el programa de monitoreo.

Para un programa de monitoreo se deben establecer reglamentos en donde estén especificados los métodos de colección de parámetros, los métodos de detección y la frecuencia de medición adaptados a las condiciones encontradas. Con el tiempo de monitoreo se puede cambiar el reglamento de monitoreo según las nuevas condiciones del acuífero y/o del agua subterránea para ampliar o reducir los números de sitios, los parámetros o la frecuencia para proporcionar informaciones necesarias para validar el modelo conceptual y documentar el éxito del programa.

La operación y el manejo de un sistema de monitoreo de largo plazo es costoso. El departamento de energía de EUA estima costos para un monitoreo a largo plazo de 100 millones USD anuales para los próximos 70 años sin incluir la incertidumbre de costos futuros o tecnologías nuevas (DOE, 2001).

Un diseño óptimo de una red de monitoreo minimiza los costos manteniendo la eficiencia y los objetivos del programa. Un sistema óptimo siempre genera nuevas informaciones que pueden influir en el manejo del programa, optimizando la red constantemente y verificando la congruencia de los resultados con los objetivos. Una minimización de los costos no siempre es lo más importante para un sistema de monitoreo, también la aceptación por parte de los interesados.

Varios métodos y herramientas para la optimización de una red de monitoreo se han desarrollado, desde los más sencillos para analizar información del sitio, hasta muy complejos, que incluyen métodos numéricos. La relevancia y ventajas relativas de las técnicas y métodos generales para un monitoreo dependen de muchos factores, entre ellos se encuentran: 1) la escala de programa de monitoreo (de local a regional), 2) el objetivo del programa del monitoreo (ambiental, técnico o administrativo), 3) el tipo de los datos, 4) la naturaleza de los procesos químicos, 5) las características de la química de agua subterránea en el estado estacionario o transitorio y 6) los cambios de los objetivos del programa del monitoreo a largo plazo (ASCE, 2003). También motivos legales,

institucionales y otros específicos del sitio hacen necesario una consideración para los requerimientos de un monitoreo de largo plazo.

El conocimiento de la distribución espacial de la calidad del agua y la determinación de la tendencia temporal de esta característica es esencial para el diseño de una red de monitoreo (Rentier *et al.*, 2006). En los últimos años se han desarrollado diferentes métodos para identificar esquemas de monitoreo adecuados, en especial para la ubicación de nuevos pozos de monitoreo. Muchos de estos están discutido en ASCE, (1990a, b) y Loaiciga *et al.* (1992). Recientemente el enfoque se orientó más a métodos que minimizan la redundancia espacial y temporal en redes de monitoreo existentes.

Una parte importante en un diseño de red es encontrar un método adecuado para alcanzar los objetivos establecidos. A continuación se presenta una revisión sobre los métodos evaluados para un diseño de monitoreo a largo plazo y su utilización según el objetivo seleccionado que incluyen nuevos sitios para pozos de monitoreo así como la optimización para redes de monitoreo existentes como están presentados en el reporte de la Asociación Americana de Ingenieros Civiles (ASCE 2003).

Una lista de métodos generales se encuentra en la siguiente Tabla 4-1:

Tabla 4-1: Métodos de optimización del monitoreo a largo plazo por la cantidad de datos disponibles (ASCE, 2003)

Método	Cantidad de datos e información		
	Pocos	Intermedios	Muchos
<i>Métodos basados en reglas</i>			
Método hidrogeológico	X		
Métodos de tendencia basados en reglas	X	X	
<i>Métodos estadísticos</i>			
Comparaciones estadísticas	X	X	X
Detección de la tendencia	X	X	
Métodos geoestadísticos		X	X
Método hidrogeológico-geoestadístico		X	X
<i>Métodos probabilísticos</i>			
Métodos del filtro de Kalman			X
Métodos de simulación probabilística		X	X

Método	Cantidad de datos e información		
	Pocos	Intermedios	Muchos
Método jerárquico		X	
<i>Métodos de optimización matemática</i>		X	X

4.2 Métodos básicos para identificar planes de monitoreo de largo plazo

4.2.1 Métodos hidrogeológicos

Este procedimiento se utiliza principalmente para la detección y verificación del cumplimiento de los objetivos en un monitoreo de largo plazo. La selección de los sitios del muestreo dentro de un programa de monitoreo se determina solo con cálculos en base de informaciones hidrogeológicas cualitativas y cuantitativas sin la utilización de técnicas estadísticas o probabilísticas. La información necesaria incluye el conocimiento del flujo de agua subterránea y de la heterogeneidad del subsuelo, de los procesos químicos y físicos del contaminante, de las condiciones geológicas, de los procesos termodinámicos y valores del fondo del acuífero. La frecuencia del muestreo se puede variar desde diario hasta anual según las condiciones del contaminante o del objeto del interés (USEPA, 1986). Esta forma de estudio es especialmente apropiada en sitios donde el contaminante u objeto de interés es puntual y el problema se puede evaluar con los pozos cercanos a la fuente de contaminación. Modelos numéricos o analíticos del flujo de agua subterránea y del transporte del contaminante pueden ayudar para definir zonas de impacto y verificar la validez de un programa de monitoreo (Buller *et al.*, 1984; Hudak y Loaiciga, 1993; Hudak *et al.*, 1995). Modelos numéricos utilizados son Modflow (McDonald and Harbaugh, 1988) y MT3D (Zheng, 1990). Loaiciga *et al.* (1992) ofrece un manual para determinar la frecuencia del muestreo a base de la velocidad del flujo de agua subterránea en diferentes medios geológicos.

En Baviera (Alemania) se utilizaron cuatro criterios para seleccionar manantiales para incluir en una red de monitoreo. A base de las unidades geológicas, tasa de descarga, uso de suelo y el tamaño de captación subterránea se estableció una matriz para evaluar los manantiales representativos con un caudal sustentable y bajo contenido de sales (Bender *et al.*, 2001)

4.2.2 Métodos de tendencia

Otro método básico de monitoreo combina experiencia profesional con técnicas estadísticas para una estructura de árbol de decisiones con el propósito de desarrollar un programa de muestreo de largo plazo en pozos existentes. Con este método es posible tomar decisiones en cuestiones de la toma de muestra espacial- y temporalmente. Un árbol de decisiones es una forma conveniente de organizar escenarios que incluyen incertidumbres para detectar puntos de decisiones y escenarios alternativos. Un ejemplo de este método es la técnica de muestreo de costo efectivo (CES) (Ridley y MacQueen, 1995; Johnson *et al.*, 1996). El resultado de esta técnica es un calendario de muestreo de mínima frecuencia para un pozo determinado que proporciona la información necesaria para tomar decisiones para el objetivo del programa. Esta determinación se basa en la tendencia, variabilidad y estadística de magnitud que describe la contaminación en este sitio en donde un calendario de muestreo preliminar debería ser evaluado por la tasa de cambio de la contaminación en el pasado. Una tasa de cambio alta necesita una frecuencia de monitoreo mayor que una tasa baja.

Una segunda metodología para este método es el sistema de optimización para el monitoreo y remediación (MAROS) (Aziz *et al.*, 2000). Este sistema ayuda en la determinación de programas de muestreo en redes de monitoreo existentes. Se utiliza un método de ponderación y líneas de evidencia el cual es utilizado en la evaluación de riesgos y ayuda en la identificación de un programa de monitoreo en sitios específicos que incluyen migraciones de contaminantes en el agua subterránea. Para el análisis de tendencia en pozos individuales se utiliza la prueba de Mann-Kendall y la regresión lineal y utilizar estas como líneas de evidencia para determinar la estabilidad de la contaminación. También se puede identificar planes de muestreo temporales con una variante de método de CES y planes de muestreo espaciales con un método de interpolación Delaunay.

Rasmussen (1996) mejoró las estimaciones de tendencias en los nitratos en una red de monitoreo en Dinamarca con la técnica de Kruskal-Wallis para analizar variaciones estacionales de nitratos y el análisis tendencial de la prueba de Mann-Kendall.

4.3 Métodos estadísticos

4.3.1 Comparación estadística

Estos métodos utilizan la inferencia estadística para 1) la comparación de pozos con valores de fondo y pozos del monitoreo, 2) la comparación de pozos de monitoreo con un valor fijo de la calidad de agua y 3) la comparación de diferentes valores dentro de un pozo.

En el primer caso se compara los datos obtenidos de un pozo de monitoreo con pozos que presentan valores de fondo del sitio de interés. Un pozo con el valor de fondo es representativo de las condiciones naturales del acuífero sin influencia de la actividad humana.

Este procedimiento se puede utilizar en dos maneras: 1) procedimiento estadística de ANOVA y 2) intervalos de tolerancia y predicción (USEPA, 1989).

El ANOVA se utiliza para compara si una población es diferente de otra en este caso los valores del pozo de monitoreo difieren con los valores del pozo con el valor de fondo. Para la comparación se usa típicamente las tendencias centrales de las poblaciones.

En el procedimiento de intervalos de tolerancia y predicción, se construye con los valores de fondo de los pozos un intervalo de tolerancia, en donde comparando contra los valores de los pozos de monitoreo se determina si existe una contaminación al encontrarse valores fuera de este intervalo. Este intervalo se calcula con las tendencia centrales (media) y de dispersión (desviación estándar) del pozo con el valor de fondo.

El segundo método compara las concentraciones del agua subterránea con un valor fijo de la norma de agua y prueba si se encuentran por debajo o encima de un límite máximo de concentración.

En el tercer método se observa la evolución temporal de la variable de interés en un pozo seleccionado no contaminado. Con el gráfico de control de Shewart-CUSUM quitando las tendencias estacionales para cada pozo y variables se puede detectar cambios temporales de causas no naturales.

4.3.2 Detección de tendencia

Naber *et al.* (1997) desarrolló un método estadístico para evaluar tendencias locales y globales de contaminantes en agua subterránea que incluye 5 pasos con evaluaciones gráficas y cálculos de tendencias espaciales y temporales por el método de regresión lineal.

4.3.3 Métodos geoestadísticos

Interpolación geoestadística

La interpolación geoestadística utiliza el método de kriging para interpolar valores conocidos para estimar valores desconocidos en un punto o región. La estimación geoestadística lineal z^* en un punto z en un sitio es definida como la suma ponderada de las observaciones en los sitios alrededores. En el cálculo se busca una minimización de la varianza de los errores de la estimación ($z_o^* - z_o$) en todos los sitios incluidos en el cálculo. Existen varios tipos de kriging dependiendo de las características de los datos. Reed (2002) comparó el comportamiento de seis métodos geoestadísticos diferentes para interpolar datos de contaminación y encontró una dependencia entre los métodos por la variabilidad de los datos y el muestreo preferencial.

Métodos geoestadísticos basada en la varianza

Muchos métodos para encontrar nuevos sitios de pozos dependen de mediciones geoestadísticas o probabilística. Un método muy común para el monitoreo de la calidad de agua subterránea es la reducción de la varianza de Rouhani (1985), lo cual busca los sitios y cantidad de muestreos que minimizan la varianza del error de la estimación de la concentración de contaminantes en uno o más sitios. Cada sitio añadido a una cantidad de sitios seleccionados tiene que reducir la varianza hasta cuando no hay reducciones significativas para la varianza del error de estimación.

Una variante de encontrar un diseño de redes de monitoreo fue introducido por Rouhani y Hall (1988) para identificar sitios con altas incertidumbres y altas concentraciones de contaminantes. Se selecciona de manera secuencial los sitios con la más alta incertidumbre (medido como la varianza de kriging) y concentración como lugares de muestreo o

medición. Un primer trabajo sobre este método lo publicó Olea en 1984. Para mejorar una red de muestreo se utilizó el kriging universal para minimizar la incertidumbre y la cantidad de pozos de muestreo sin agregar nuevos pozos para la red. Para cumplir con los objetivos del estudio se utilizó varios patrones de redes para seleccionar la mejor opción.

Métodos geoestadísticos basados en la concentración

Los métodos geoestadísticos basados en la varianza consideran solamente la estructura espacial de la covarianza de la red de monitoreo pero no la concentración de la variable. Pero también existen métodos geoestadísticos para identificar sitios de muestreo los cuales son más críticos para lograr buenas estimaciones en las concentraciones de la variable de interés. Cameron y Hunter (2000) desarrollaron varios métodos para reducir la redundancia temporal y espacial. El algoritmo temporal consiste en la construcción de variogramas compuestos de datos de series de tiempo de varios pozos para identificar la frecuencia de muestreo. El intervalo mínimo para el muestreo es congruente con la meseta del variograma y la frecuencia del muestreo para datos temporales no correlacionados se orienta a este intervalo seleccionado.

Un algoritmo espacial utiliza el kriging para identificar pozos redundantes que no se incluyen en el programa de muestreo. Se genera primero un mapa preliminar de contaminaciones incluyendo todos los pozos a donde se asignan pesos numéricos generados por el kriging. Los pozos con el menor peso se eliminan del programa de muestreo. Con los pozos restantes se repite el procedimiento para generar un nuevo mapa de varianza y se compara con la varianza anteriormente obtenido para verificar si existe un cambio de la incertidumbre sustancial y decidir una eliminación de estos pozos.

4.3.4 Método híbrido geoestadístico - hidrogeológico

Este método es una combinación de geoestadística, geoquímica, hidrogeología y conocimiento regulatorio para determinar si un pozo pertenece a una red de monitoreo. El objetivo de este método es evaluar el potencial para reducir 1) el número de pozos que forman la red, 2) el número de análisis químico por muestreo y 3) la frecuencia de muestreo por pozo.

Tuckfield *et al.* (2001) dividieron sus propuestas en dos fases en donde en la primer fase se efectuó evaluaciones geoquímicas y hidrogeológicas de los pozos para determinar su importancia del comportamiento, relevancia y regulatorio para un red de monitoreo. Quitando los pozos no apropiados para el muestreo se investiga mediante métodos geoestadísticos en la segunda fase los efectos resultantes (varianza, incertidumbre). Además es posible en esta segunda fase evaluar la tendencia histórica de la concentración de las variables para determinar análisis específicos en los pozos seleccionados.

Pebesma y de Kwaadsteniet (1997) combinaban técnicas geoestadísticas con una clasificación del uso del suelo para verificar la red de monitoreo en Holanda. Con el kriging de bloque usando la mediana de los cuadros de 4 * 4 km estimaron la calidad de agua para 25 variables mostrando el ejemplo del potasio para cada tipo de uso del suelo o tipo de suelo. Díaz Viera (2002) propone un procedimiento en donde sin mucho información de los datos a estudiar se forma una red de monitoreo con el conocimiento geológico e hidrogeológico de la región, métodos matemáticos y una evaluación estadística y/o geoestadístico se ubican los pozos de monitoreo en la zona de interés. Una malla regular se construye sobre la región en donde según criterios geológicos e hidrogeológicos se ubican los pozos a cada cuadrícula y se define la densidad de la red de pozos por parámetros objetivos y subjetivos. La selección de los pozos que se integran en la red se lleva a cabo por evaluaciones estadísticas o geoestadísticas.

4.4 Métodos probabilísticos

A diferencia a los métodos anteriores descritos, donde se trataba del análisis de datos históricos, se basa este método en una predicción de las condiciones en un red de monitoreo para lograr una congruencia con objetivos futuros. Por la incertidumbre en las predicciones futuras se utilizan métodos probabilísticos para identificar diseños con una alta confiabilidad.

4.4.1 Métodos de Filtro de Kalman

Para identificar pozo de monitoreo o sitios de muestreo se utiliza el filtro de Kalman como un método probabilístico. Herrera (1998) y Herrera *et al.* (2000) desarrollaron un método

geoestadístico que combina un modelo estocástico de flujo y de transporte con el filtro de Kalman. El filtro de Kalman puede calcular la varianza del error de estimación con base en la posición de los sitios de muestreo, sin necesidad de conocer el dato medido en campo. De esta manera el filtro se utiliza para determinar, dados n sitios de muestreo, cómo afecta añadir un sitio de muestreo adicional a la varianza del error de la estimación resultante.

En Herrera (1998) y Herrera *et al.* (2000) el modelo de flujo y de transporte es utilizado para calcular una estimación de concentraciones espacial - temporal de las variables y su matriz de covarianza por simulación estocástica. El filtro de Kalman se utiliza para la predicción de la incertidumbre la cual la estimación de concentración tendría si los datos de concentración de las muestras tomadas en sitios calculadas en diferentes tiempos se usaron para actualizar la estimación precedente.

En diferencia con los métodos geoestadísticos donde se utilizó un variograma espacial-temporal se reemplaza este variograma con una matriz de covarianza espacial - temporal obtenido por la simulación estocástica de un modelo de transporte. Una función de la incertidumbre de la estimación precedente se utiliza como un criterio para seleccionar sitios y tiempos de muestreo para la red y con un procedimiento secuencial se selecciona posteriormente los sitios de muestreo espacial – temporal que minimiza la varianza del error de la estimación con cada paso.

Una modificación de este método esta presentado en trabajos de Júnez, 2005, Espino (2008) y López Álvarez (2008). Júnez, 2005 substituyó en su investigación para el acuífero de Irapuato-Valle para una red de monitoreo de calidad del agua subterránea la matriz de covarianza obtenida por un modelo estocástico con una matriz de covarianza calculada a través de un análisis geoestadístico. Las matrices de covarianza de cada parámetro químico fueron estandarizadas para obtener finalmente una matriz en donde se minimiza la varianza total del error de estimación de todos los parámetros de forma conjunta por un método de optimización heurístico. La validación de la red de monitoreo se efectuó mediante de la validación cruzada. Este método fue principalmente utilizado en esta investigación por lo cual más adelante viene una descripción detallada de este procedimiento.

Espino (2008) utilizó este método para obtener una red óptima de monitoreo de la carga hidráulica del acuífero somero en San Luis Potosí. López Álvarez (2008) modificó este método para el diseño de una red óptima de la carga hidráulica en el acuífero profundo de San Luis Potosí en este sentido que se utilizó el filtro de Kalman para la validación de la red de monitoreo calculando como cambia el error de estimación del parámetro, añadiendo pozos a la red.

Rizzo *et al.* (2000, 2001) desarrolló un software llamado aLTMOs que utiliza el filtro de Kalman para identificar programas de muestreo espacial y temporal. Su método supera las dificultades que se encuentran con el filtro de Kalman en la estimación de la matriz de covarianza espacial-temporal. Este método se puede utilizar para corregir predicciones de los modelos para identificar sitios de muestreo los cuales son más importantes para asegurar los resultados futuros. Nuevos sitios de monitoreo se seleccionan para incrementar la información y reducir la incertidumbre.

Andricevic (1990) presentó un método de costo efectivo para un diseño de monitoreo de flujo de agua subterránea para solucionar los problemas de maximización de la información proporcionado por una red de monitoreo con una minimización de los costos de muestreo. La metodología incluye 1) simulación estocástica de flujo de agua subterránea con el primer y segundo momento 2) algoritmo de simulación para obtener la varianza del nivel piezométrico estimado al final del muestreo y 3) un algoritmo de ramificación y acotación (branch and bound) para resolver el problema matemático de programación en encontrar un diseño óptimo de monitoreo para la densidad de la red y frecuencia de muestreo. A los sitios óptimos para la red seleccionada en la simulación se adicionaron las diferentes frecuencias de muestreo y se calcularon las matrices con los efectos temporales para cada sitio por el algoritmo del filtro de Kalman de donde posteriormente se seleccionaron la red óptima con el algoritmo de ramificación y acotación.

Otra metodología para el mismo objetivo presentó Wu (2004) en su trabajo para un diseño de una red óptima de monitoreo de agua subterránea. Para seleccionar los sitios de monitoreo de niveles piezométricos se utilizó una combinación de métodos de elementos finitos con el filtro de Kalman. El criterio fue un valor umbral de la desviación estándar de

error de la estimación lo cual está determinado por un compromiso de máxima información con un mínimo costo de la red.

Herrera y Pinder (2005) propusieron un método que incluye el filtro de Kalman para una optimización espacial-temporal para redes de monitoreo de la calidad de agua subterránea. Para alcanzar el objetivo principal proporcionaron un algoritmo de diseño de bajo costo que ayuda en la determinación cuando y dónde se efectúa el muestreo bajo la consideración de una redundancia espacio-temporal. La optimización incluye una simulación estocástica (Simulación de Monte Carlo), el filtro de Kalman y para la optimización un procedimiento secuencial que minimiza la función que selecciona los puntos espacio-temporales de muestreo. Zhang *et al.* (2005) amplió esta metodología combinando el algoritmo genético con el filtro de Kalman para encontrar el diseño óptimo para una red de monitoreo de la calidad de agua.

4.4.2 Simulación probabilística

Otros métodos probabilísticos usan simulaciones numéricas para identificar sitios de monitoreo en especial para la detección de contaminaciones. Massmann y Frezze (1987) presentan una guía para el diseño de monitoreo para residuos sólidos que utiliza una simulación condicional para calcular la probabilidad de detección de contaminantes. En la simulación condicional se genera sintéticamente propiedades inciertas del acuífero distribuido espacialmente en donde los valores están condicionados a mediciones actuales. Para cada campo generado se implementa un modelo numérico para describir el movimiento del contaminante. Muchas realizaciones de este modelo proporcionan valores de concentración espaciales y temporales de las variables. Este método de simulación de Monte Carlo es para el desarrollo de la distribución de probabilidad de concentraciones de las propiedades del acuífero. Para cada red de pozos seleccionados se proporciona información importante como la posible detección de un contaminante. La simulación probabilística ayuda en identificar redes eficientes con posibles puntos de muestreo.

Angulo y Tang (1999) utilizaron la simulación de Monte Carlo junto con modelos de flujo de agua subterránea y de transporte para evaluar la confiabilidad de redes de monitoreo. Para comparar diferentes sistemas de monitoreo y seleccionar la mejor red utilizaron un

análisis de decisiones probabilística que maximiza la probabilidad de detección y minimiza el costo total de la red y de remediación. Yenigül *et al.* (2006) usó esta metodología en la detección de contaminaciones de un basureo en un modelo de decisión de objetivos múltiples.

Ely *et al.* (2000) y Hill *et al.* (2000) presentan un método que determina un incremento o reducción en la incertidumbre de predicción producido por observaciones adicionales u omitidas usando el análisis lineal de segundo momento. Esta llamada estadística de observación-predicción (OSP) es más exacto para una medición de influencia.

4.4.3 Método jerárquico

Este método es por su estructura secuencial una mezcla de análisis probabilística y optimización. Scheibe y Lettenmaier (1989) consideran tres niveles en el problema de decisión de monitoreo: 1) reconocimiento geográfico, hidrogeológico y de contaminantes, 2) estimación de la probabilidad de contaminación de pozos de abastecimiento y 3) selección de sitios de muestreo. El objetivo de su trabajo fue minimizar el riesgo de exposición de contaminantes a la población. El riesgo de exposición fue definido como la suma del producto de la probabilidad de la contaminación de pozos y la población abastecido en donde la suma es determinada por todos los pozos dentro del área de estudio.

4.5 Métodos de optimización matemática

Métodos de optimización matemáticas son algoritmos numéricos de búsqueda los cuales pueden usarse para obtener automáticamente un diseño de monitoreo óptimo que satisfaga los objetivos y las limitaciones de monitoreo específico del usuario. Estos métodos son más apropiados si las cantidades de posibles diseños dificultan una búsqueda manual como en sitios con los siguientes rasgos: 1) numerosos pozos de monitoreo, 2) muchas variables que se necesitan considerar en los diseños de muestreo o 3) diferentes tipos de muestras con un nivel variable de exactitud y costos.

El método de optimización matemático ofrece una aproximación automática para identificar programas de muestreo óptimo de costos efectivos. Para esto se traduce los objetivos del programa de monitoreo a funciones matemáticas las cuales permitan

cuantificar el objetivo. Existen varios trabajos que se dedican a la minimización de costos de monitoreo (Reed *et al.*, 2000, 2001a, 2001b), a la maximización de la exactitud de la predicción de la concentración (Loaiciga, 1989), a la maximización de la cobertura de monitoreo (Hudak *et al.*, 1995) y otros. Cada objetivo de un programa de monitoreo se puede verificar con este método siempre y cuando su realización se pueda cuantificar.

Meyer y Brill (1988) combinaban un método de simulación condicional de Delhomme (1979) con técnicas de optimización para identificar sitios de pozos que maximizan la probabilidad de la detección de contaminantes minimizando los costos. Hudak y Loaiciga (1993) utilizaron un modelo de transportes de masas para definir zonas de probable impacto de vertederos. Reed *et al.* (2000) utilizaron el kriging ordinario, la distancia inversa ponderada y una combinación de los dos para evaluar con que exactitud se interpola la cantidad total de contaminantes usando programas de muestreo.

Una vez encontrado un modelo de optimización apropiado, muchos métodos de optimización existen para la búsqueda de un programa de monitoreo óptimo. Entre ellos se encuentran la programación lineal, la programación no lineal, la programación entera, recocido simulado y algoritmos genéticos.

Las más usadas se presentan en los siguientes puntos.

4.5.1 Programación entera

Este método es el más usado en resolver problemas de diseño de monitoreo con optimización matemática (Meyer y Brill, 1988; Hudak y Loaiciga, 1993; Wagner, 1995). La programación entera se aplica donde las variables de decisión tienen solo valores enteros (como 1 y 0 - problema binario). Este se resuelve con un método donde se construye un árbol de soluciones posibles en el cual cada rama se examina y se recorta hasta que se encuentra la solución óptima (Revelle *et al.*, 1997).

4.5.2 Recocido simulado

Varios algoritmos de optimización matemática, probabilística y heurística se pueden utilizar para diseños de redes de monitoreo óptimos de los cuales el recocido simulado y el

algoritmo genético son excelentes ejemplos. Las principales ventajas son 1) se puede aplicar a cada tipo de problema de optimización 2) se puede combinar fácilmente con simulaciones existentes o rutinas de interpolación 3) es efectivo en encontrar soluciones para problemas de optimizaciones grandes y 4) es aplicable por usuarios no necesariamente expertos.

El método de recocido simulado es originado de la analogía entre la optimización de la función y el comportamiento de un sistema termodinámico. La idea de este procedimiento es bajar la “temperatura” lentamente por pasos incrementales de manera que el sistema se convierte de un sistema aleatorio a un sistema de alto orden. Este algoritmo fue introducido por Metrópolis *et al.* (1953) y optimiza (minimiza) el valor de interés. Una configuración preliminar es comparada con una configuración actual, la cual resulta de pasos incrementales de la “temperatura”. Si la diferencia es menor que un valor fijo, la configuración actual es aceptada. En la teoría, el recocido simulado se encuentra el mínimo global de la función objetivo aunque prácticamente el procedimiento termina cerca del mínimo global. El algoritmo de recocido simulado básico requiere 5 componentes específicos (Rizzo y Dougherty, 1996), tres de ellos son independiente de la aplicación: 1) método de generación de candidatos (genera nuevas soluciones de candidatos para optimizar), 2) programa de recocido (determina cual solución es la mejor), 3) el criterio de detención. Los dos componentes restantes, la función del costo y la representación de datos para el sistema optimizado dependen del problema.

Una optimización espacial - temporal de una red de monitoreo genérico fue propuesto por Nunes *et al.* (2004) utilizando el recocido simulado. Tres modelos fueron determinados para encontrar la mejor solución de patrones de redes de monitoreo basando en el método de entropía para escoger los parámetros para el recocido simulado. El primer modelo consideró la mejor distribución de los pozos usando la varianza obtenido por el método de kriging. El segundo modelo seleccionó los pozos con la menor redundancia temporal para obtener la mayor variabilidad de información. En el tercer modelo se combinaron los resultados de los dos modelos anteriores obteniendo la mejor solución para formar una red de monitoreo espacio-temporal.

4.5.3 Algoritmo genético

El algoritmo genético fue desarrollado en 1975 por Holland y simula el mecanismo de la selección natural en la búsqueda de óptimas soluciones. Para usarlo se forman cuerdas con representaciones digitales (binario o decimal) de las decisiones diferentes. Para el diseño de monitoreo cada cuerda (llamada cromosoma) representa un plan de muestreo. En una representación binaria significa 0110 que en el primero punto no se muestra, en el segundo y tercero si y no se toma la muestra en el cuarto punto.

Empezando con una población inicial aleatoria de cuerdas, el algoritmo genético desarrolla la población usando tres operaciones básicas: 1) selección, 2) apareamiento y 3) mutación (Goldberg, 1989). Cada cuerda es evaluada por su comportamiento en respecto de la función objetivo y sus limitaciones. El mejor valor es seleccionado para entrar a la población de apareamiento. La operación de apareamiento implica cambios de informaciones genéticas entre los pares en la población de apareamiento en sitios seleccionados aleatoriamente en sus cromosomas. La mutación ocurre si las partes de las cuerdas (genes) cambian aleatoriamente con una probabilidad específica.

La teoría general es que las cuerdas con el mejor valor contienen pedazos de informaciones importantes para la optimización de la función objetivo. Si se juntan los mejores pedazos de información importantes de dos cuerdas se produce resultados mejores.

Reed (1999) utilizó un modelo de simulación numérica para la predicción de sitios con futuras contaminaciones. Con un algoritmo genético se determinó planos de muestreo usando el kriging e interpolación ponderada del inverso de la distancia para calcular estimaciones de masas globales y encontrar posibles redes de pozos. El modelo principal incluye tres componentes primarias: 1) simulación de transporte de agua subterránea, 2) estimación de masa global y 3) optimización por el algoritmo genético. Estos componentes fueron combinadas para minimizar el costo de muestreo con una exactitud aceptable en la cuantificación de la masa de contaminantes. Wu *et al.* (2005) extendió esta técnica de Reed (1999) por introducir los momentos de primer y segundo orden de los contaminantes como limitaciones adicionales para una mejor optimización de la fórmula. Mientras los estudios de Reed *et al.* (2000) y Wu *et al.* (2005) no consideraron la incertidumbre, Wu *et al.* (2006)

evaluó y comparó dos metodologías con la determinación de incertidumbre para encontrar la mejor solución para una red de muestreo óptimo. Las dos incluyen un algoritmo genético con una simulación de flujo y transporte y un estimador de contaminación global. Para la primera metodología se usó un algoritmo genético sencillo que incorpora la simulación de Monte Carlo. La segunda metodología adopta un algoritmo genético con ruido. El algoritmo genético con ruido muestra un resultado parecido a la primera metodología pero alcanza el objetivo con menos iteraciones las cuales disminuye el tiempo de corrida y el costo.

4.5.4 Método basado en la teoría de entropía

El concepto de la entropía proviene de la termodinámica (desde 1850) y de la teoría de información (Shannon, 1948) y proporciona una interpretación probabilística de un sistema desorganizado. La entropía es una medición del grado de desorganización y así de la incertidumbre del sistema. Con el método de la teoría de entropía se mide el contenido de información de una serie de datos para reducir la incertidumbre. La entropía de una variable aleatoria es una medición de información o de la incertidumbre y está cuantificada por los coeficientes de la entropía que incluye la entropía marginal, entropía conjunta, entropía condicional y la transformación. Para una variable la entropía marginal se puede definir como la información potencial. La dependencia entre dos variables se mide por la entropía condicional, entropía conjunta o de la transformación. Mientras la entropía condicional es el contenido de la información de una variable que no se repite en la segunda variable, la entropía conjunta tiene la información total que se encuentra en las dos variables. La transformación es la reducción de la incertidumbre de una variable por el conocimiento de la otra variable o también el contenido de la información de una variable que se repite en la otra variable y se utiliza para evaluar el contenido de información de los datos (redundancia) con respecto a la variabilidad espacial. Según la información disponible, la red se puede extender (datos insuficiente) o disminuir (redundancia).

Mogheir (2003) propuso un método de diseño de redes de monitoreo con objetivos múltiples, que muestra una aplicación efectiva del método de entropía para el monitoreo de diferentes variables. En el trabajo de Moghier *et al.* (2003) se utilizó este método para

describir la variabilidad espacial de las variables de la calidad de agua subterránea y en Moghier y Singh (2002) y Mogheir *et al.* (2006) para evaluar y rediseñar un red de monitoreo de la calidad de agua en Palestina. Estudios anteriores (Wu and Zidek, 1992; Harmancioglu *et al.*, 1999; Sounga, 1976; Krastanovic and Singh 1992; Husain, 1989; Bueso *et al.*, 1998) trabajaron en la evaluación de redes de monitoreo de agua subterránea o de lluvia usando diferentes coeficientes de la entropía para seleccionar aquellos que dieran el mejor resultado.

5 Metodología

5.1 Introducción

En San Luis Potosí, la problemática en el abastecimiento de agua subterránea consiste principalmente en la gestión (ver capítulo 3) y en la calidad de agua la cual no se distribuye homogéneamente en la zona de estudio como esta discutido en los capítulos 2.4, 2.7 y 3.3. Así, existen pozos que capturan el agua del acuífero profundo con una buena calidad (flujo intermedio) y otros con una calidad peor menor (sistema regional – alta temperatura y fluoruro) (ver capítulo 2.8). Una diferenciación de los sistemas de flujos por un análisis multivariado, aparte de la manera aprobada (interpretación grafica) que es utilizado en la investigación en varios trabajos (Cardona et al., 1993; Carrillo-Rivera et al., 1996; Cardona y Carrillo-Rivera, 2006; Carrillo-Rivera et al., 2007), es un procedimiento adecuado para seleccionar pozos deseables los cuales aseguran el abastecimiento de la población con una calidad de agua satisfactorio. Una separación de los pozos en aquellos con una buena calidad y aquellos con una mala calidad se lleva finalmente a dos redes de monitoreo, cada una capturando el agua de un sistema de flujo (intermedio o regional).

Una primer consideración en la selección de un método adecuada para un diseño de un red de monitoreo es la calidad y cantidad de datos y de su comportamiento temporal. En este sentido se ha desarrollado un procedimiento que basa en un método propuesto por Herrera (1998) y modificado por Herrera y Júnez (en González Hita et al., 2005 y Júnez, 2005). La aplicación de una combinación de métodos hidrogeológicos, estadísticos, geoestadísticos, probabilísticas y de optimización se ha considerado satisfactorio en varios trabajos muestreado en estudios por Júnez (2005) al diseño de una red de monitoreo de calidad del agua subterránea y por Espino (2008) y López Álvarez (2008) al diseño de una red de monitoreo piezométrica. También para el diseño de la red de monitoreo de la calidad de agua del acuífero profundo de San Luis Potosí se optó por este método.

El criterio que se emplea para diseñar una red de monitoreo es minimizar el número de pozos necesarios para obtener una red que refleja la situación químico del agua subterránea con una incertidumbre aceptable a la totalidad de los datos disponibles. Cada estimación de una variable tiene una incertidumbre asociada y estas incertidumbres en las estimaciones se

pueden utilizar como un criterio de decisión. El papel de la estadística es cuantificar la incertidumbre (varianza), mediante de los conceptos y del uso de las técnicas de probabilidad.

En este capítulo se describe el procedimiento para la construcción de un red óptimo de monitoreo para la calidad de agua subterránea que incluye el concepto básico de cada método y la utilización de diversas técnicas para llegar a los objetivos establecidos empezando con la utilización de procedimientos estadísticas que incluye métodos descriptivas y multivariados. El análisis multivariado sirve para separar el agua subterránea a sus sistemas de flujos respectivamente y definir los elementos químicos (variables) que determinan su reconocimiento en la zona de estudio. Este procedimiento también ofrece las variables importantes que definen cada sistema de flujo y son aptos para el monitoreo del agua subterránea. Los variables seleccionados se evalúan por métodos geoestadísticas para conocer su distribución espacial y obtener la matriz de covarianza, indispensable para el último proceso en el procedimiento del diseño de la red de monitoreo que incluye el método probabilístico de estimación-optimización de Kalman.

El filtro de Kalman calcula la varianza del error de la estimación con base en la posición de los sitios de muestreo (pozos) sin necesidad de conocer el dato medido en campo.

Para construir la red de monitoreo se minimiza una función de la varianza del error de la estimación en todos los pozos de la red piloto para todas las variables incluidas en el procedimiento. Cada nuevo punto de muestreo que se añade a la red resulta en un valor menor de la función.

La selección de los puntos es mediante un método heurístico que trabaja secuencialmente, en cada paso se hace una evaluación del valor de la función resultante al añadir cada uno de los pozos seleccionados para el muestreo de la red de monitoreo piloto y se elige el que da el valor mínimo de la función.

La gran cantidad de técnicas en el ámbito de la estadística hace necesario seleccionar aquellas a ser utilizadas en el procedimiento presentado en el presente trabajo.

5.2 Estadística descriptiva

Antes de empezar un análisis multivariado o geoestadístico es necesario estudiar los datos obtenidos durante del muestreo para reconocer su estructura y detectar posibles errores ocurridos durante del muestreo. Para conocer los estadígrafos que conforman las características estadísticas del muestreo se utilizan las tendencias centrales y las medidas de dispersión que permiten una primera evaluación de los datos. Los estadígrafos de la estadística explorativa o descriptiva para cada variable incluye la media, mediana, la moda, la desviación estándar, la varianza, el sesgo, el rango como también los valores máximos y mínimos y los cuartiles (0.25 y 0.75). Además se usa para detectar outliers (datos atípicos) o valores extremos los cuales principalmente pueden provenir de una medición errónea pero también de mediciones reales que pueden afectar el análisis estadístico posterior (análisis multivariado, geoestadística), por lo que a veces es mejor excluirlos para evitar desviaciones en los resultados.

Muchas investigaciones estadísticas requieren de una distribución normal o log-normal para que cumplan con las condiciones necesarias para seguir con el procedimiento estadístico. Para la verificación de la normalidad se utiliza una prueba de significancia de Kolmogorov-Smirnov. Este prueba examina la hipótesis nula que los valores de la variable investigada tienen una distribución normal y calcula la probabilidad que los valores pertenezcan a esta distribución. Importante es de anotar que esta prueba examina una distribución normal perfecta que en muchos casos no está dada y puede conducir a un rechazo si se presentan tan solo pequeñas desviaciones de una distribución casi normal.

Para ayudar en la determinación de la presencia de una distribución normal se utiliza las histogramas de las variables con la curva sobrepuesta de distribución normal. En un histograma se juntan los valores de la variable a grupos de tamaño definido mostrando su frecuencia de aparición y presentando los datos atípicos. La curva de distribución normal se calcula por la media y su varianza de la variable investigada y esta sobrepuesta en el histograma para verificar las diferencias en la distribución de los graficas. El histograma sirve como un indicador si los datos pertenecen a una población o a varios grupos por su distribución uni-, bi- o multimodal en la forma de su curva (Figura 5-1).

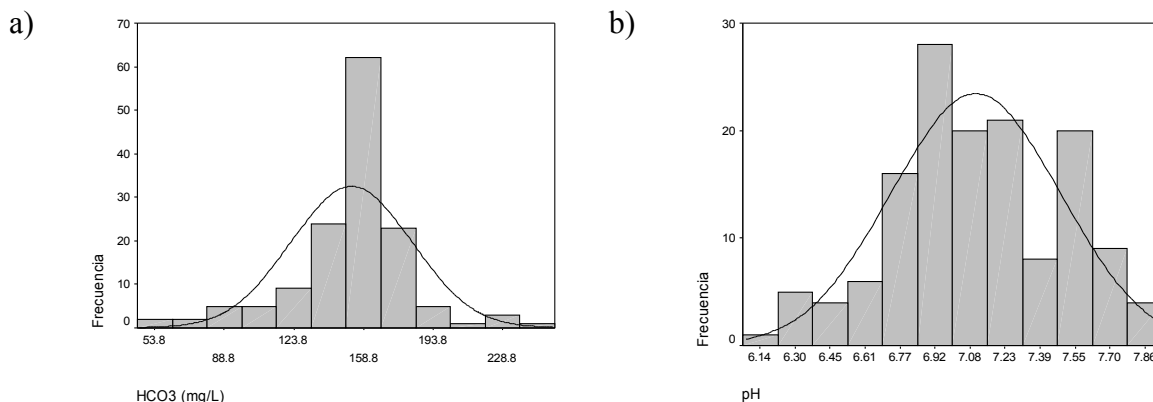


Figura 5-1: Histogramas con la curva de la distribución normal para a) HCO₃ (unimodal) y b) pH (bimodal). Datos del muestreo del 2007 (tabla)

Un procedimiento estadístico puede ser todavía viable si la prueba de normalidad y las graficas de histograma presentan solamente desviaciones pequeñas y cumplen con los requisitos mínimos.

Otra forma de presentar los datos son los boxplots (diagramas de cajas). La caja presenta el área entre el primer y el tercer cuartil. En la caja aparece el segundo cuartil (mediana). Las líneas horizontales arriba y debajo de la caja representan los valores que todavía no pertenecen a valores aberrantes o extremos. Los valores aberrantes están definidos por la distancia del valor de las líneas horizontales de 1.5 a 3 veces del tamaño de la caja. Los valores que quedan fuera de estas distancias se llaman valores extremos (Figura 5-2).

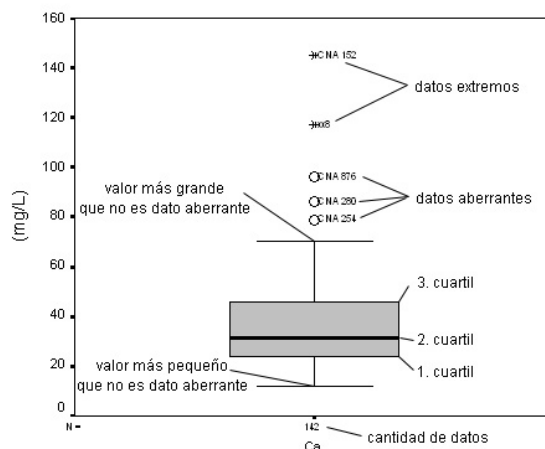


Figura 5-2: Diagrama de caja con la explicación de los diferentes signos. Ej. Ca del muestreo 2007 (tabla Tabla 6-1)

Tendencias centrales

Las principales medidas de la tendencia central son la media aritmética, la moda y la mediana. Estas medidas se orientan a los valores medios y/o más frecuentes de un muestreo.

La media aritmética \bar{x} o el valor esperado $E(x)$ de un conjunto de datos es la medida de tendencia central de mayor uso y presenta el valor medio de todos los valores medidos en el muestreo de una variable. Se calcula sumando todos los valores de medición x_i , divididos por el tamaño del muestreo n .

$$E(x) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (5-1)$$

La Moda (mod) es el valor que existe con mayor frecuencia en una función de distribución $f(x)$ de datos.

$$\text{mod} = f(x)_{\max} \quad (5-2)$$

Si todos los valores son diferentes, no hay moda. Pero por otra parte pueden existir varias modas en una distribución que refiere a una distribución bimodal, trimodal etc.

La mediana (med) es definido como el percentil 50 de un grupo de mediciones ordenados de menor a mayor.

El conjunto de estas tres medidas permiten una primera declaración sobre la simetría de una distribución (y así de una distribución normal) según el criterio:

$$\bar{x} = \text{mod} = \text{med} \quad (5-3)$$

Si difieren las tres medidas entonces predomina una distribución no simétrica.

Medidas de dispersión

Las medidas de dispersión comprenden la amplitud o rango, la varianza, la desviación estándar y el coeficiente de variación.

La más sencilla medida de dispersión es el rango que se obtiene por la diferencia del valor máximo y mínimo de los datos del muestreo:

$$R = x_{\max} - x_{\min} \quad (5-4)$$

El valor más importante de las medidas de dispersión es la varianza que cuantifica la cantidad de variabilidad o dispersión alrededor de la media de una muestra.

$$Var(x) = E\{[x - E(x)]^2\} \text{ o } \sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1} \quad (5-5)$$

Una medida muy utilizada es la desviación estándar σ la cual es la raíz cuadrada de la varianza.

$$\sigma = \sqrt{Var(x)} \quad (5-6)$$

Sesgo

El sesgo presenta en la teoría de la probabilidad el tercer momento estándar y mide la asimetría de la distribución de probabilidad. Como una distribución normal siempre presenta un sesgo de 0 el valor de sesgo o asimetría es una medida adecuada en la comparación de la distribución real con la distribución normal. La asimetría se distribuye de manera positiva o negativa según la desviación de la normalidad. En una asimetría positiva la moda es más grande que el valor, entonces en la asimetría negativo es a la inversa.

$$Sesgo = \frac{E((x - E(x))^3)}{\sigma^3} \quad (5-7)$$

Las graficas y tablas presentadas en este trabajo se obtuvieron por el programa estadístico de SPSS (2001).

5.3 Estadística multivariada

En un ámbito complejo como en la ciencia de la tierra en especial de la hidrogeología que representa combinaciones de diferentes datos, variables o parámetros es difícil conocer todas estas con una exactitud que permita una descripción satisfactoria de la geología del subsuelo y de los sistemas de flujo de agua subterránea. Casi siempre se cuenta solamente con los resultados de los análisis geofísicos, perforaciones, pruebas de bombeo y/o el contenido químico del agua subterránea para tener una idea de la estructura del subsuelo y el funcionamiento del agua subterránea. El contenido químico del agua subterránea depende de la geología y/o mineralogía del subsuelo y su interacción con el agua y presenta un buen acercamiento directo a las condiciones subterráneas. Una evaluación estadística de los análisis químicos en combinación con un análisis multivariado para separar diferentes sitios de influencias superficiales y/o subterráneas ofrece una buena aproximación a las condiciones subterráneas. Para esta investigación se utilizó el procedimiento de análisis de factores y de cluster.

5.3.1 Análisis de factores

El análisis de factores se conoce como un grupo de procedimientos en donde se trata de representar muchas variables diferentes por medio de unos cuantos factores. Esta reducción de los datos es posible por las correlaciones que existen entre diversas variables.

En la hidrogeología existe el concepto de los sistemas de flujo de agua subterránea (ver capítulo 2.7.2) donde un sistema de flujo está caracterizada por un perfil más o menos específico de parámetros químicos y fisicoquímicos. El análisis de factores utiliza estos parámetros para encontrar posibles indicadores (factores) que pueden explicar cada fenómeno especial y manejar el alto grado de la complejidad por la reducción de los datos en una manera simplificada (Brosius y Brosius, 1995). En el caso de los sistemas de flujo de agua subterránea, los flujos están normalmente mezclados y presentan una dificultad en la diferenciación de los variables que caracterizan un flujo. Con el análisis de factores se

puede sintetizar los variables a unos cuantas factores que permiten una mejor caracterización.

El procedimiento está compuesto de 4 pasos.

1) *Matrices de Correlación*

Para encontrar los factores se crea combinaciones lineares de todas las variables incluidos en el análisis observando el coeficiente de correlación presentando en la matriz de correlación. Con la determinación del coeficiente de correlaciones se reconoce variables aceptables para un análisis de factores o no adecuados por sus correlaciones débiles los cuales se separan del procedimiento posterior. El coeficiente de correlación es el cociente de la covarianza y del producto de desviación estándar entre dos variables y es un indicador de la calidad de la relación entre dos variables. La covarianza describe la relación de dos variables y tiene la siguiente expresión:

$$Cov(z_1, z_2) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (z_1^i - m_1)(z_2^i - m_2) \quad (5-8)$$

$$\rho_{12} = \frac{Cov(z_1, z_2)}{\sqrt{\sigma_1^2, \sigma_2^2}} \quad (5-9)$$

Unas condiciones determinan estas ecuaciones:

- Que existe una relación lineal entre los dos muestreos
- Que existe una distribución normal de las muestras y de sus poblaciones
- Que existe una independencia entre los datos (Schönwiese, 1992).

Para variables con una correlación alta se estima un factor común. En contrario que no se correlacionan se estima diferentes factores.

Para determinar la validez estadística de este análisis se usó la medida de Kaiser Meyer Olkin (KMO) y la medida de adecuación de la muestra (MSA).

La MSA se obtiene de la matriz de los coeficientes de correlación parcial donde se correlacionan los residuos de la estimación cuando se quitan las componentes lineales que están explicando los factores correspondientes. La MSA aparece en la diagonal de esta matriz.

$$MSA_i = \frac{\sum r_{ij}^2}{\sum r_{ij}^2 + \sum a_{ij}^2} \quad (5-10)$$

en donde r_{ij}^2 es igual al coeficiente de correlación general entre los variables, a_{ij}^2 es el coeficiente de correlación parcial.

En diferencia del MSA en donde la medida es solo para una variable el KMO es para todos los variables incluido en este análisis.

$$KMO = \frac{\sum \sum r_{ij}^2}{\sum \sum r_{ij}^2 + \sum \sum a_{ij}^2}, i \neq j \quad (5-11)$$

Si el modelo de factores esta valido los coeficientes de correlación parcial son mínimos y la medida de KMO y MSA presentan un valor cerca 1. Medidas mayores de 0.8 para el KMO y MSA se consideran bueno para validar el procedimiento de análisis de factores.

2) Extracción de factores

La extracción de los factores se lleva a cabo por el análisis de los componentes principales (PCA). En este procedimiento se forma entre las variables combinaciones lineales. La primera componente principal la cual es idéntica con el primer factor es aquel que describe la mayoría de la varianza total de todos los variables en el sentido estadístico. La segunda que describe la segundo mayor parte de la varianza total etc. (Brosius y Brosius, 1995). Estos factores tienen que explicar la mayoría de la varianza total y presentar la máxima información posible del proceso. Todos los variables que están incluidos en el procedimiento de análisis factorial fueron estandarizados para obtener una desviación estándar de 1 y una media de 0 (ecuación (5-12)).

$$z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{s} \quad (5-12)$$

Donde z_i = valor estandarizado de la muestra i , x_i = valor de la muestra i , \bar{x} = media; s = desviación estándar.

En esta manera se obtuve para cada variable un mismo peso para el análisis estadístico. La varianza total es la suma de todos los variables estandarizados incluidos en el análisis.

Con el análisis de los componentes principales se calcula el eigenvalor de los factores y la comunalidad de los variables. El eigenvalor de un factor indica cual cantidad de varianza de todos los variables del modelo de factores esta explicado por este factor. La comunalidad indica cual cantidad de la varianza de una variable esta incluido en todos los factores para su explicación.

La siguiente Tabla 5-1 muestra la distribución de la varianza de una variable estandarizada:

Tabla 5-1: Separación de los partes de una variable estandarizada (Überal, 1977)

$s^2 = 1.00$				
h_i^2			u_i^2	
a_{i1}^2	a_{i2}^2	a_{i3}^2	b_i^2	e_i^2

S^2 = Varianza estandarizada de una variable

H = comunalidad

U = varianza único (1-h)

a = carga de factores (partes de la varianzas a los factores correspondientes)

b = parte de varianza especifico que no pertenece a ningún factor

e = varianza de resto: errores de medición

Después del cálculo es posible que la cantidad de los factores es igual a la cantidad de los variables incluido en el análisis. Un primer intento es rechazar los factores que están cargados por solamente una variable (factores triviales) y considera solamente factores con un eigenvalor mayor de 1 (Criterio de Kaiser-Guttman) que explica por lo menos dos variables. Este criterio junto con el screeplot se utiliza para la determinación de la cantidad de factores. El Screeplot se ordena los eigenvalores de factores en una manera grafica a su

tamaño para formar una curva. Donde la curva se aplanan se selecciona la cantidad de factores.

En una matriz de factores se presentan las relaciones entre las variables y de su factor. Los coeficientes que representa la matriz de los factores son idénticos con la carga de los factores los cuales describe la ecuación para la explicación de las variables (ecuación (5-13)). Para un caso de 2 variables V es la variable que está explicado por los factores F_1 y F_2 y sus coeficientes a_1 y a_2 , el valor u es el error de esta estimación porque no es esperado que todos los variables se puedan ser explicados por los factores completos.

$$V = a_1 * F_1 + a_2 * F_2 + u \quad (5-13)$$

Una carga grande del factor significa una relación grande con este variable y se puede describir el proceso más claramente.

3) Rotación

La matriz de factores obtenidos todavía no permite una interpretación clara y sencilla de los factores. Mediante una transformación (rotación) se gira la matriz de esta manera que los variables con cargas altas a diferentes factores se minimizan y permiten una determinación más exacta cual variable carga más a un factor y así al proceso.

La Figura 5-3 presenta el modelo de esta práctica en donde los factores ocupan los ejes y las cargas (coeficientes) están descritas dentro del sistema. Se gira las cruces de ejes para que se superpongan con las coordenadas de las cargas. Durante este procedimiento las cargas se cambian pero las comunalidades y eigenvalores quedan constantes. Existen varios métodos de la rotación, la más usual es la de varimax una forma de rotación ortogonal con la idea que los factores no están correlacionados.

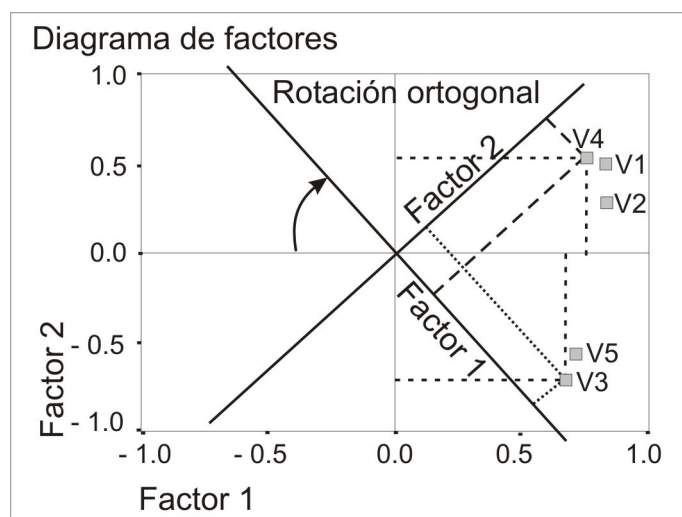


Figura 5-3: Ejemplo de una matriz de factores en dónde se presenta la rotación ortogonal

4) *Calculo de los valores de factores*

Aunque el cálculo de los valores de factores no es el paso importante para el objetivo de análisis de factores, ni a veces necesario pero los valores de factores se pueden usar en otros procedimientos estadísticos para explicar otras variables o procesos.

5.3.2 *Análisis de Cluster*

La idea de análisis de cluster es juntar casos (o muestras químicas del agua subterránea) similares en grupos (cluster) donde dentro del grupo la semejanza de los casos es alta pero los casos en los varios grupos distinguen notablemente en su similitud. La diferencia entre el análisis de factores y el análisis de cluster se presenta en donde en el caso de análisis de factores se junta variables que cargan a un factor y en el análisis de cluster se junta muestras.

Para juntar muestras químicas en un cluster es necesario conocer las medidas de semejanza o distancia entre ellos. Así significa una gran semejanza entre los grupos un pequeño valor de distancia.

El cálculo de la semejanza basa a la distancia euclidiana cuadrada presentando valores altos en caso de una gran distancia o pequeño semejanza. La distancia se calcula por la suma de

las diferencias de los valores de variables. Para los dos casos de X y Y resulta la distancia euclidiana D:

$$D^2 = \sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2 \quad (5-14)$$

En la matriz de distancia se ve rápidamente pares de objetos que se distinguen o parecen. Para que los variables se pueden comparar y no disturban en su dimensiones es necesario estandarizar todos los variables para cada variable tiene el mismo peso (ver arriba)

A partir de la matriz de las distancias se lleva a cabo el análisis de cluster que basa en una clasificación de la distancia donde se unen casos con una pequeña distancia a un cluster mientras casos con grandes distancias se juntan en diferentes cluster.

Un procedimiento reconocido es el análisis de cluster jerárquica donde los casos se juntan a los cluster por aglomeración jerárquica. Se selecciona cada caso como un cluster y los cluster más cercanas se junta a un nuevo cluster. Ahora se calcula nuevamente las distancias y empieza de nuevo con este procedimiento hasta todos los casos esta juntado en un cluster. El resultado de este procedimiento no es el último paso sino el camino (los pasos singulares para unir todos los casos) hasta un punto que indica un resultado de agrupación deseado. Para evaluar las distancias entre los casos se utiliza el método de Ward. El método de Ward es un método jerárquica de distancias mínimas en dónde se calcula la media aritmética de cada variable incluido en el cluster. Por las distancias obtenidas de los objetos individuales (media aritmética de cada variable) se determina el valor media del cluster. Todas las distancias resultantes de todos los objetos no solo de un cluster se suman para seleccionar los cluster donde la suma es mínima y para juntar al nuevo cluster. Este tipo de método máxima la diferencias entre los grupos y minimiza la distancia dentro del grupo (Brosius y Brosius, 1995).

Este análisis de cluster se realizó utilizando los valores de factores previamente obtenidos del PCA para agrupar homogéneamente los pozos a los sistemas de flujo o grupo respectivo.

Con el programa estadístico de SPSS se determinó de manera automática la cantidad de grupos que describen adecuadamente los procesos subyacentes los cuales fueron utilizados en esta investigación (en este caso 3) para representar los dos flujos del acuífero profundo y el grupo que representa la mezcla de estos flujos.

La asignación de cada muestra a un grupo se guardó para un agrupamiento mostrando las tendencias centrales y de dispersión (ver capítulo 6.2.4).

5.4 Fundamento del análisis geoestadístico

5.4.1 Introducción

En las geociencias como en estudios semejantes (ambientales) es común encontrar variables distribuidas espacialmente (Cuador Gil, 2003) como también es el caso en la hidrogeología. Este ámbito de la geociencia siempre ha tenido una componente fuerte de conceptos matemáticos y físicos para calcular variables que determinan las características del agua subterránea (reservas, flujo de agua subterránea, contaminaciones, extracción). Con la introducción de los métodos numéricos que incluyen suposiciones determinísticas y estocásticas existe un instrumento útil y versátil que permite predecir la evolución en el agua subterránea.

La metodología que se utiliza para investigar la problemática del diseño de un red de monitoreo incluye un estudio geoestadístico que es fundamental para el siguiente proceso (ver capítulo 5.5). La geoestadística es un elemento relativamente nuevo en la investigación cuantitativa de las geociencias en especial de la hidrogeología (Schafmeister, 1999). Originalmente este método fue desarrollado de Georges Matherón en 1965 para la predicción de contenidos de minerales en la industria minera y ha vuelto en tiempos recientes de manera importante para la estimación de parámetros geológicos o hidrogeológicos. Se trata de una evaluación cuantitativa de la variabilidad espacial y de la descripción matemática de una variable aleatoria regionalizada (análisis estructural) para el fin de construir un modelo espacial de esta variable. Este modelo se crea de una interpolación con un procedimiento de la familia de estimadores de kriging o métodos de

simulación estocástico para generar valores que presenten iguales características de dispersión que los datos originales (Cuador Gil, 2003).

La diferenciación principal de la estadística clásica es la referencia espacial de los datos de investigación. Pero también es necesaria la utilización de los métodos de estadística clásica para adopciones fundamentales de la probabilidad a la correlación espacial de las variables.

Una problemática que se encuentra en la geoestadística en el ámbito hidrogeológica es la evaluación de los parámetros. Mientras los parámetros medidos en la minería son principalmente estáticos en grandes dimensiones temporales, las variables medidas en la hidrogeología se caracterizan por una dinámica grande de variabilidad, demostrando tendencias temporales y regionales dependiendo de los procesos físicos y sus características determinísticas (Schafmeister, 1999).

Más que en otras disciplinas científicas, la hidrogeología depende en gran parte de informaciones escasas para reconocer la situación subterránea. La minería cuenta con una gran densidad de puntos de muestreo y valores disponibles para un cálculo estadístico. En la hidrogeología a veces se espera solamente unos 10 a 100 datos dependiendo de la disponibilidad de los lugares de muestreo (Schafmeister, 1999) que a veces hace difícil la utilización de métodos geoestadísticos, pero que permite la visualización cuantitativa de la fiabilidad de los resultados.

5.4.2 Teoría de la geoestadística

La geoestadística investiga la estructura espacial de una variable, distribuida en el espacio (variable regionalizada) para estimar la correlación de los procesos o fenómenos geológicos.

Una variable regionalizada $Z(x)$ se llama aleatoria si existe una función de probabilidad $F(Z)$ en donde la variable puede tomar cualquier valor z dentro de un rango de ciertas distribuciones de probabilidades a cada punto x en el espacio tridimensional (Cuador Gil, 2003). La variable regionalizada es puramente descriptiva desde el punto de vista matemático. Una cantidad de variables aleatorias regionalizadas del mismo atributo en una región D se llama función aleatorias $Z(x)$ (Figura 5-4). Si esta función es definida en R^3 , así

la función es un conjunto de todas las variables $Z(x)$ en el espacio D y se caracteriza por su función de probabilidad (Deutsch y Journal, 1998):

$$F(x_1, x_2, \dots, x_n)(z_1, z_2, \dots, z_n) = \text{Prob} [Z(x_1) \leq z_1, Z(x_2) \leq z_2, \dots, Z(x_n) \leq z_n] \quad (5-15)$$

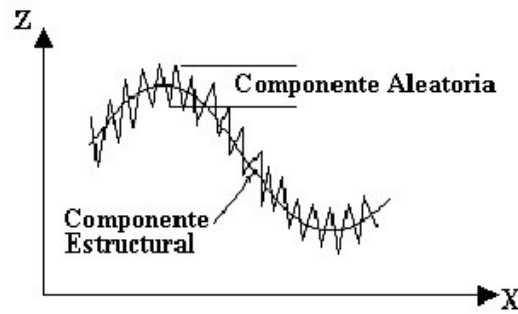


Figura 5-4: Carácter mixto de una Función Aleatoria (Cuador Gil, 2003)

Por la dificultad de determinar esta función se espera solamente inferir los primeros momentos de la distribución de $Z(x)$. Una inferencia de los momentos de cualquier orden hace necesario una repetición del muestreo para concluir si existe una función de distribución de probabilidad:

$$F(Z) = \text{Prob} \{Z(x) \leq z\}. \quad (5-16)$$

En muchos casos existe solamente una realización z a cada punto x . Para este caso se plantea la hipótesis de la homogeneidad donde se supone que todos los valores z de una variable Z en el área D reaccionan de la misma manera (Schafmeister, 1999). En el modelo teórico se estima que en cada punto x existe una función de distribución $F(Z)$ donde se logra de manera aleatoria una realización z . Por la dificultad de obtener una función de distribución a cada punto x se supone que la función de distribución $F(z)$ del área D coincide con la función de distribución local $F(z)$. Con este mecanismo se obtiene varias realizaciones de la función aleatoria y se puede trabajar con métodos estadísticos (Deutsch y Journal, 1998). Una gran ventaja en la geoestadística lineal es que es suficiente el solo estimar los momentos hasta el segundo orden (Herrera, 2007).

El primer orden es la esperanza matemática E , definido como:

$$E[Z(x)] = m(x) \quad (5-17)$$

Donde $m(x)$ es la tendencia central del medio de la función.

Para el segundo orden se conoce 3 momentos

1. La varianza de $Z(x_i)$ en respecto a $m(x)$ se define a la siguiente:

$$Var\{Z(x_i)\} = E\{[Z(x_i) - m(x_i)]^2\} \quad (5-18)$$

2. Si las varianza de las variables $Z(x_i)$ y $Z(x_j)$ existen, entonces la covarianza (C) también existe y es función de las localizaciones x_i y x_j :

$$C\{Z(x_i), Z(x_j)\} = E\{[Z(x_i) - m(x_i)][Z(x_j) - m(x_j)]\} \quad (5-19)$$

si $x_i = x_j$:

$$C\{Z(x_i), Z(x_j)\} = Var\{Z(x_i)\} \quad (5-20)$$

3. La función variograma o función estructural se define como la varianza de las diferencia $Z(x_i) - Z(x_j)$:

$$Var\{Z(x_i) - Z(x_j)\} = 2\gamma(x_i, x_j) \quad (5-21)$$

Se denomina entonces semivariograma:

$$\gamma(x_i, x_j) = \frac{1}{2} Var\{Z(x_i) - Z(x_j)\} \quad (5-22)$$

Estacionaridad

Antes del uso de un modelo geoestadístico se necesita el cumplimiento de unas suposiciones para validar este concepto. Como se mencionó arriba una es la homogeneidad, donde una realización z en un lugar x perteneciendo a una función de distribución $F(Z)$ la cual es igual en todo el área. La otra suposición es la de estacionaridad.

Aquí se puede diferenciar entre la estacionaridad estricta y la de segundo orden. La variable aleatoria es estrictamente estacionario si la función de distribución de cada variable aleatoria es igual entre si y es independiente de la localización x . La estacionaridad de segundo orden existe si en los dos primeros momentos, el valor esperado,

$$E[Z(x)] = m \quad (5-23)$$

y la varianza,

$$\sigma^2 = C(0) = \text{Var} [Z(x)] \quad (5-24)$$

para la función de distribución $F(Z)$ en el área D permanecen constantes y no dependen de x . En este sentido la covarianza $C(h)$ depende solamente del vector de separación h de las variables aleatorias $Z(x)$ y $Z(x+h)$:

$$C(h) = C(x+h, x) = E[Z(x+h)-Z(x)] - m^2 \quad (5-25)$$

Esta condición es más frecuente en la práctica.

La relación directa entre el semivariograma y la covarianza muestra la siguiente fórmula:

$$\gamma(h) = C(0) - C(h) \quad (5-26)$$

Tradicionalmente, el semivariograma es utilizado por el modelo de variabilidad espacial aunque en la estimación espacial se trabaja más fácilmente con la covarianza. En este trabajo se utiliza el semivariograma por los requisitos mínimos de estacionaridad de segundo orden (Deutsch y Journal, 1998).

Para cada valor desconocido se puede inferir a otros sitios en el área D a partir de la función de distribución. La replicación de la función de distribución es válida para cada valor desconocido en el espacio para esta variable siempre si la estacionaridad existe. La estacionaridad es indispensable para la evaluación de la estructura espacial (Herrera, 2007).

También existen casos donde las funciones aleatorias $Z(x)$ representan capacidades casi ilimitadas de variaciones por lo que para estas funciones no están definidas la varianza ni la

covarianza. Pero existen casos con un primer momento en donde la diferencia entre $Z(x+h) - Z(x)$ es igual a cero y la varianza finita para todos los incrementos $Z(x+h) - Z(x)$ es independiente de la localización. Entonces se dice a esta función aleatoria intrínseca. Esta condición se encuentra con mucha frecuencia en la naturaleza en lo cual no existe una varianza finita pero un variograma finito. La función aleatoria estacionaria de segundo orden es siempre intrínseca si no cumple con el contrario (Herrera, 2007).

Tendencia local

Un problema existe si la variable presenta una tendencia local en la análisis estructural cuando existe una esperanza matemática $m(x)$ diferente en una localidad que se calculó por la función de distribución $F(Z)$ para el área D . La estructura espacial no se obtiene entonces por el variograma experimental sino por el variograma de residuo $\gamma(h)_{res}$ donde se quitó la parte determinística de la función $Z(x)$ aleatoria (Deutsch y Journal, 1998).

5.4.3 Procedimiento del análisis geoestadístico

La metodología en este trabajo para el análisis geoestadístico de cada uno de los parámetros consiste en cuatro pasos: análisis exploratorio de los datos, análisis estructural, validación y estimación espacial (González Hita, 2003).

Para validar un análisis geoestadístico se deben cumplir los siguientes requisitos (Díaz, 2002):

- distribución normal de la función de probabilidad
- no existe tendencia
- ninguna afectación por valores atípicos (outliers)
- una distribución espacial homogénea

Análisis exploratorio

El primer paso en la metodología geoestadística es el análisis exploratorio lo cual basa en técnicas estadísticas descriptivas que permite caracterizar los datos según su

comportamiento (ver capítulo 5.2) y transformarlo para obtener una distribución normal que facilite un análisis posterior.

La naturaleza con sus características complejas a veces no permite distribuciones normales y los valores muestran valores fuera del rango (valores atípicos). En diferencia de la estadística convencional se puede en la geoestadística diferenciar dos categorías de valores atípicos: a) distribucionales en donde los valores alejan del valor medio de la muestra y b) espaciales en donde el valor presenta en el espacio un valor muy diferente a los más cercanos. Estos valores, si no son capturas erróneas, deben ser considerados para una observación y caracterización especial aunque no se incluyan en el análisis geoestadístico (González Hita et al., 2003).

Análisis estructural

El análisis estructural es el proceso de estimación y modelación de la función aleatoria que describe la correlación espacial por medio de un modelo geoestadístico llamado semivariograma. Un semivariograma es una función que describe el grado de correlación espacial de la propiedad, como el valor de la variable que se estudia cambia de una localización a otra.

El cálculo del semivariograma experimental es la herramienta geoestadística más importante en la determinación de las características de variabilidad y correlación espacial del fenómeno (variable) estudiado. A este semivariograma se ajusta un modelo teórico conocido, obteniéndose un modelo analítico que caracteriza la continuidad espacial de la variable estudiada. Con este proceso se obtiene un modelo geoestadístico teórico para una función aleatoria (Cuador Gil, 2003).

El semivariograma experimental $\gamma(h)$ basa en los datos y la estructura del fenómeno:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^N [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (5-27)$$

en donde $\gamma(h)$ es el semivariograma experimental $z(x_i)$ son los valores de los puntos espaciales x_i y $N(h)$ es la cantidad de pares en la distancia h .

Los valores de la semivariograma experimental se dibujan en un diagrama contra la distancia h resultando una curva que describe cuantitativamente la variabilidad espacial. Normalmente si no existen valores abruptos, la curva crece hasta un cierto punto donde la curva se aplana (Figura 5-5). Hasta aquí existe una relación entre los variables (dependencia). Después desde la parte llamada meseta ya no hay una dependencia entre los valores y ellos tienen una diferencia notable dentro del espectro de variedad (varianza total). Las cantidades de pares disminuye con el aumento de la distancias, ya no es necesario y fiable para la construcción seguir con el procesamiento hasta la distancia máxima y se pone la mitad de la distancia máxima como límite. La meseta aparece siempre y cuando haya una estacionaridad en el proceso (Samper y Carrera, 1990).

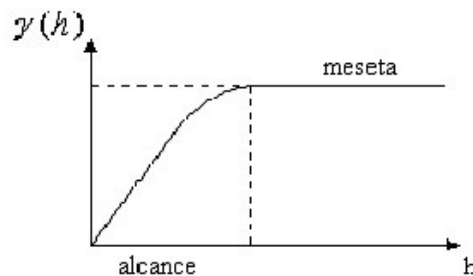


Figura 5-5: Forma típica de un semivariograma (Cuador Gil, 2003)

Los semivariogramas tienen que cumplir varias condiciones para que sean válidos en el procedimiento del análisis estructural. Entre ellos se encuentran las siguientes:

- la definición de semivariograma deduce que $\gamma(h)$ es nulo en el origen
- $\gamma(h)$ es una función positiva definida y
- un crecimiento del semivariograma es inferior a h^2 para cumplir con la estacionaridad

Para facilitar el procedimiento del análisis estructural existen modelos teóricos que cumplen con estas condiciones y se pueden ajustar a un semivariograma experimental.

Principalmente un semivariograma está caracterizado por tres parámetros que describen la variabilidad espacial (Figura 5-6):

efecto pepita - C_0 : normalmente este valor es nulo en el origen, pero se puede presentar una discontinuidad en el origen causada por un error en las mediciones o una indicación a una variabilidad alta en un espacio pequeña. Si un variograma solamente tiene un efecto pepita entonces la estructura espacial no presenta ninguna correlación entre las variables,

la meseta: el valor de $\gamma(h)$ para el cual con el aumento de h su valor permanece constante. Este valor aparece como la línea horizontal de la meseta donde se intersecta con la ordenada resultando en C_t ($C_t = C_0 + C$),

el alcance: es el punto a donde la curva se aplanan y las variables $Z(x)$ y $Z(x+h)$ son independientes. Desde este punto no hay correlación entre las variables.

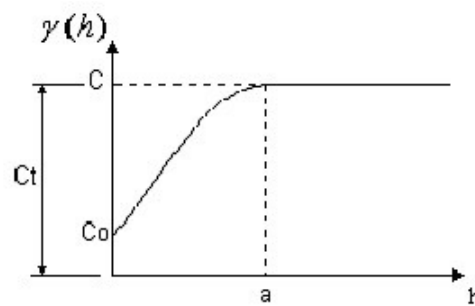


Figura 5-6: Parámetros del semivariograma (Cuador Gil, 2003)

Algunos modelos teóricos son más típicos y se encuentran con gran frecuencia en el análisis de la estructura espacial. A continuación se presenta estos modelos.

El modelo de efecto pepita puro deriva de un fenómeno sin ninguna autocorrelación espacial. Este modelo casi no se emplea solo sino en combinación con alguno otro modelo porque la pepita es un indicador de un comportamiento irregular o discontinuo y se concentra en las partes de distancias inferiores de la estructura espacial (Figura 5-7).

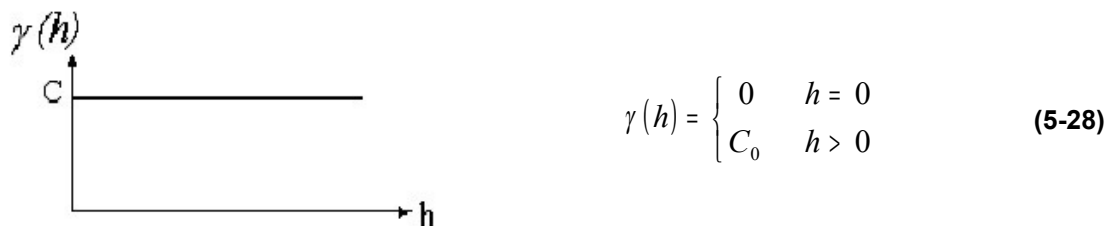


Figura 5-7: Modelo de efecto pepita y ecuación (Cuador Gil, 2003)

El modelo esférico es el modelo más utilizado. Después de un crecimiento casi lineal y a una distancia finita se alcanza una estabilización, la meseta. La tangente del crecimiento intersecta la meseta en el punto $2/3 a$ a donde se encuentra el valor de alcance (Figura 5-8).

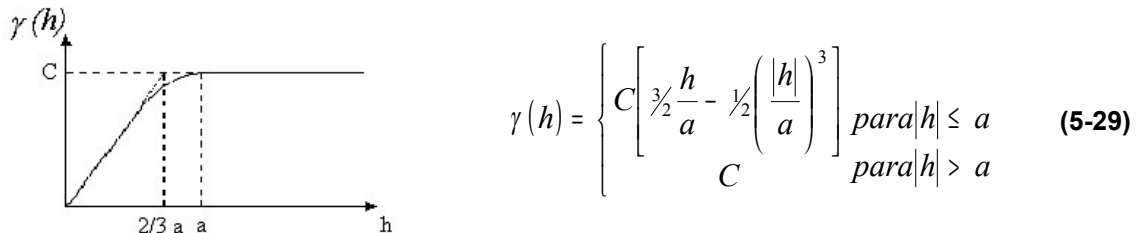


Figura 5-8: Modelo esférico y ecuación (Cuador Gil, 2003)

La curva del modelo exponencial (típico para valores de la conductividad hidráulica) crece inicialmente más rápido hasta la estabilización de forma asintótica. La meseta no se alcanza en una distancia finita se usa un valor a' como alcance efectiva que se queda a una distancia de $1/3 a'$ a que significa una alcance de 95% para la meseta (Figura 5-9).

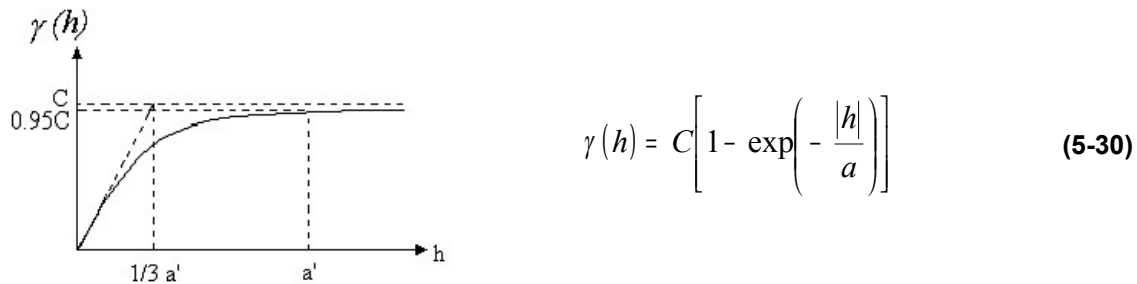


Figura 5-9: Modelo exponencial y ecuación (Cuador Gil, 2003)

El modelo gaussiano (para variables espaciales continuos como niveles de agua subterráneo o altitudes sobre niveles de mar) es un modelo continuo que presenta un comportamiento parabólico en el origen, después se alcanza la meseta en forma asintótica. La curva alcanza la meseta en un 95% en una distancia a' que es igual a $1.73a$ (Figura 5-10).

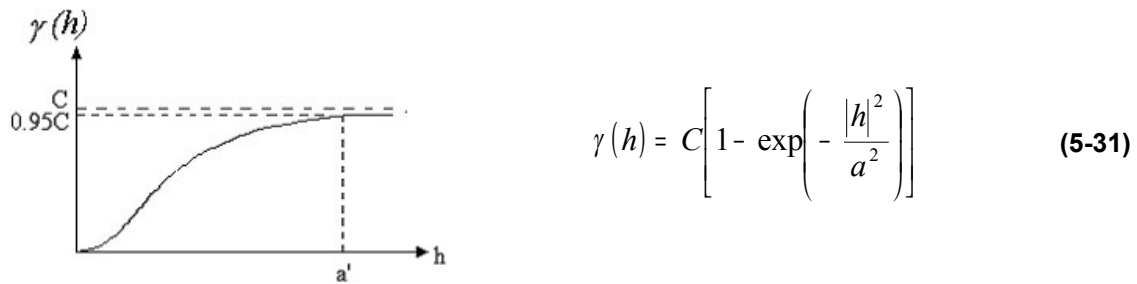


Figura 5-10: Modelo gaussiano y ecuación (Cuador Gil, 2003)

Algunos modelos experimentales presentan efectos que dificultan el ajuste a un modelo teórico. Una de estos es el modelo de efectos agujero donde con el alcance de la meseta la curva empieza a variar periódicamente, lo que indica fenómenos o efectos heterogéneamente distribuidos en la zona (valores altos en la cercanía de valores bajos) (Figura 5-11).

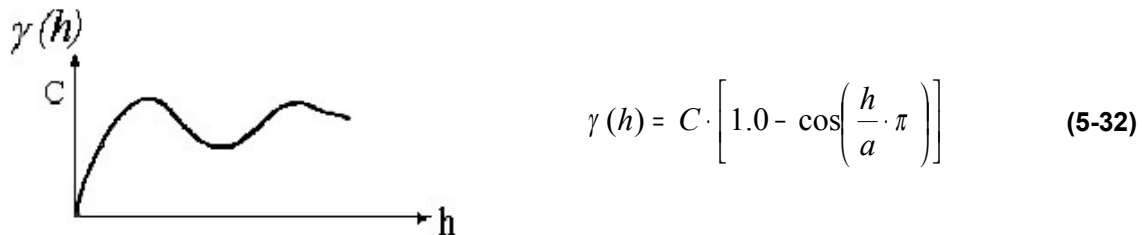


Figura 5-11: Modelo de efecto agujero y ecuación (Cuador Gil, 2003)

Por la dificultad de estudiar estos fenómenos con el kriging no es muy conveniente usar este modelo.

Akin & Siemens (1988) proponen el uso de un modelo esférico para el ajuste en donde el valor máximo del semivariograma experimental es igual al valor de la meseta del modelo teórico y se limita a las distancias de $h \leq a$.

Anisotropía

Como en la naturaleza casi nada está compuesto en forma homogénea, así existe también la problemática de heterogeneidad que se presenta en forma de anisotropía en el semivariograma.

Se llama anisotropía si la estructura espacial de una variable difiere en un semivariograma experimental en diferentes direcciones. Solamente se reconoce la anisotropía cuando se calcula el variograma experimental en diferentes direcciones con un ángulo pequeño. Se distingue 2 tipos de anisotropía:

Anisotropía geométrica: Existe cuando se calcula en diferentes direcciones un alcance diferente pero la meseta queda igual. A veces se explica por una estructura diferente en el subsuelo (estructura geológica diferente en diferentes direcciones horizontal – vertical) (Figura 5-12).

Anisotropía zonal: Esta se presenta cuando difieren el alcance y la meseta en diferentes direcciones (Figura 5-13) (Schafmeister, 1999).

Un problema para el ajuste a un modelo teórico se encuentra cuando existe una anisotropía o tendencia en la visualización de la curva. Aquí existen técnicas como la transformación lineal de las coordenadas para corregirlas o una separación del semivariograma en sus componentes isotrópicos horizontales y anisotrópicos verticales. En el caso de una tendencia, entonces ayuda un análisis de tendencia (ver arriba).

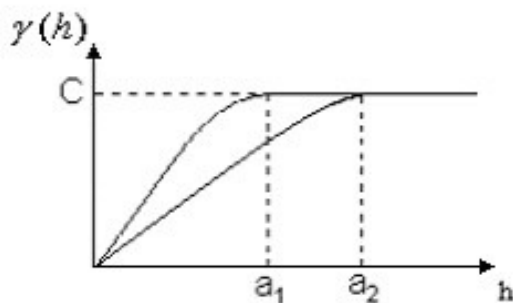


Figura 5-12: Anisotropía geométrica (Cuador Gil, 2003)

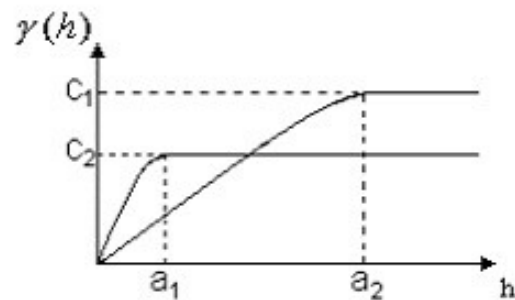


Figura 5-13: Anisotropía zonal (Cuador Gil, 2003)

En este trabajo se procede al cálculo del semivariograma experimental con una tolerancia del ángulo de 90° que significa que se obtiene un semivariograma medio u omnidireccional que no permite una declaración sobre una anisotropía presente.

Ajuste del modelo

El ajuste de los modelos teóricos al semivariograma experimental, se realiza en forma visual o interactiva variando los tres valores de semivariograma (efecto de pepita, meseta y alcance) hasta coincidir con los parámetros que mejor se ajustan.

Primero se selecciona un modelo que parece más adecuado a este semivariograma y con la variación de los parámetros efecto pepita, meseta y alcance, se trata de tener un ajuste más parejo. A veces es necesario utilizar modelos compuestos que incluyen varios modelos teóricos. Se puede distinguir entre dos objetivos para la adaptación (Schafmeister, 1999):

- análisis e interpretación de la estructura espacial de una variable regionalizada o
- selección de un modelo teórico para la estimación por el kriging.

En el primer caso es necesario la modelación en toda el semivariograma, desde el inicio hasta las distancias más grandes ($h > a$). En el segundo caso es suficiente una adaptación más exacta para las distancias cortas. Para ver la fiabilidad de los valores es necesario determinar cuantas parejas de datos están incluidas en el cálculo. Por lo menos se hablan de 10 parejas. (Schafmeister, 1999).

En el diseño de red óptima de monitoreo es más importante el conocimiento de la estructura espacial como se ha mencionado en el primer objetivo, para obtener la matriz de covarianza, la cual es indispensable para el siguiente paso del procedimiento que incluye la predicción de la incertidumbre de la variable estudiada con el filtro de Kalman (ver capítulo 5.5). El segundo objetivo es requerido para la validación cruzada que investiga el grado de bondad de un modelo de semivariograma y su validez en el estudio.

Para seleccionar el mejor modelo se utiliza en este trabajo el índice de la bondad de ajuste lo cual actúa como un compromiso entre la complejidad del modelo (el número de parámetros) y su bondad de ajuste (errores en los valores).

El índice de la bondad de ajuste (IGF) se calcula por la siguiente fórmula:

$$\text{IGF} = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \sum_{i=0}^{n(k)} \frac{P(i)}{\sum_{j=0}^{n(k)} P(j)} \cdot \frac{D(k)}{d(i)} \cdot \left[\frac{\gamma(i) - \gamma^*(i)}{\sigma^2} \right]^2 \quad (5-33)$$

Donde

N = numero de semivariogramas direccionales

$n(k)$ = numero de incremento del semivariograma k

$D(k)$ = distancia máxima del semivariograma k

$P(i)$ = numero de pares por incremento i del semivariograma k

$P(j)$ = numero de pares por incremento j del semivariograma k

$d(i)$ = distancia media de los pares por incremento del semivariograma k

$\gamma(i)$ = medida experimental de la continuidad espacial del incremento

$\gamma^*(i)$ = medida modelado de la continuidad espacial para $d(i)$

σ^2 = varianza de los incrementos del semivariograma

Para satisfacer el criterio de la bondad del ajuste se acepta un valor próximo al cero. El procedimiento del análisis estructural con la obtención de un semivariograma experimental hasta el ajuste de el a un modelo teórico se realiza por el programa Variowin, Vers. 2.2 de Pannatier (1996).

Validación cruzada

Otra forma para evaluar el grado de bondad de un modelo de semivariograma encontrado es por el método de validación cruzada. La operación de validar un semivariograma teórico con el método llamado “leave one out” se considera como el último de los pasos importantes del análisis de variabilidad. El método consiste en quitar un elemento de la muestra y estimar el valor en ese punto mediante el kriging ordinario empleando el modelo de semivariograma obtenido. De forma análoga se actúa para el resto de los elementos de la muestra. Como resultado se obtienen las diferencias entre el valor real y el estimado.

Este procedimiento se realiza mediante de la rutina KT3D que forma parte del conjunto del programa GSLIB (Deutsch y Journal, 1998). Con este procedimiento se puede calcular varios criterios como el error medio (EM), la raíz cuadrada del error cuadrático medio (raíz

ECM), el error cuadrático medio estándar (ECME) y el error porcentual medio (EPM). Las ecuaciones que definen estos tipos de errores son las siguientes:

$$EM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n e_i \quad (5-34) \quad \text{raízECM} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (e_i)^2} \quad (5-35)$$

$$ECME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(e_i)^2}{\sigma_i^2} \quad (5-36) \quad EPM = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{e_i}{(v_o)_i} \right)^2} \times 100 \quad (5-37)$$

con

n = numero de datos

e_i = diferencia entre valor observado (v_o) y valor estimado (v_e) para el punto i

σ_i^2 = varianza para el punto i

Los criterios para determinar la bondad del modelo incluyen las siguientes restricciones:

- El error medio debe ser cercano a cero.
- La raíz cuadrada del error cuadrático medio debe ser pequeño.
- El error porcentual medio debe ser pequeño (o menor de 20%).
- El error cuadrático medio estándar debe ser cercano a uno. Según Delhomme (1978) el valor del ECME debe estar dentro del rango dado por la siguiente expresión:

$$1 \pm 2\sqrt{\frac{2}{n}} \quad (5-38)$$

donde n = Número de datos.

5.4.4 Estimación espacial

Todo lo anteriormente expresado tiene un único objetivo, conocer la información disponible para realizar estimaciones de valores desconocidos a partir, no sólo de los conocidos, sino también de su estructura de continuidad espacial.

Bajo estimación espacial se entiende la técnica de interpolación kriging (ver anexo). Mediante esta técnica se puede encontrar la mejor estimación posible a partir de la

información disponible y consiste en una combinación lineal a cada localización donde fue muestreado un valor de estudio, para que la varianza sea mínima, consiguiéndose de este modo minimizar la varianza de error de estimación (Cuador Gil, 2003).

El kriging utiliza en la estimación, las características de la variabilidad y correlación espacial (semivariograma) e implica un análisis previo de la información con el objetivo de definir o extraer de esta información inicial un modelo que represente su continuidad espacial. Una vez logrado se obtiene el mejor valor posible en cada localización a partir de los datos medidos, acompañado de la varianza de kriging como medida del error de la estimación.

En este estudio se utiliza la técnica de kriging ordinario para validar los semivariogramas mediante la validación cruzada (ver capítulo 6.3.4) y para una estimación continua de los resultados obtenidos por el filtro de Kalman (ver capítulo 6.4) mediante del programa SURFER 8.0 (Surfer, 2002).

5.5 El filtro de Kalman

5.5.1 Introducción

Uno de los dos programas que se utilizan para el cálculo de la red de monitoreo óptima es el filtro de Kalman. Como se mencionó en la teoría de monitoreo (capítulo 4) es un método probabilístico de estimación-optimización y se utiliza para la predicción de la incertidumbre de la variable estudiada. En el siguiente se explica el funcionamiento y el uso del filtro.

El filtro de Kalman es un algoritmo de procesamiento de datos recursivos óptimos (Maybeck, 1979) y proporciona estimaciones lineales no sesgadas que proveen una solución de métodos de mínimos cuadrados para un sistema con datos de ruido (Herrera y Pinder, 2005; Welch y Bishop, 2004).

El filtro suporta estimaciones pasadas, presentes y futuras y puede precisarlas aun cuando la naturaleza del modelo es desconocido.

Un aspecto de optimización es que el filtro de Kalman incorpora toda la información que se puede proporcionar para él. Se procesa todas las mediciones disponibles sin tener en cuenta sus precisiones para estimar el valor actual de los variables de interés con (1) el conocimiento del sistema y dinámica de mediciones, (2) la descripción estadística del ruido del sistema, errores de mediciones y incertidumbre del modelo dinámico y (3) cada información disponible sobre las condiciones iniciales (Maybeck, 1979).

Así el filtro de Kalman puede tomar todas las variables y con el conocimiento de los varios dinámicas del sistema y combinarlos para genera un valor único con una mejor estimación.

La palabra recursiva significa que el filtro de Kalman no necesita almacenar todos los datos pasados y reproducirlos cada vez cuando se procesa una nueva medición.

Cada medición es influenciada por algunos grados de ruido e inexactitudes por donde se tiene que extraer informaciones valiables. Así existen varias variables de diferentes mediciones cada una con su propia característica dinámica y de error las cuales proporcionan informaciones sobre el sistema. El filtro de Kalman puede combinar todos los datos de las mediciones con el conocimiento previo del sistema para producir una estimación de las variables deseadas en una manera que minimice el error estadísticamente.

El filtro de Kalman se puede aplicar a sistemas lineales con ruidos blancos y gaussianos. Estas suposiciones parecen restrictivas pero facilitan el uso del filtro de Kalman (Maybeck, 1979). Un sistema lineal es más fácilmente manejado matemáticamente y la teoría sobre sistemas lineales es más completa y más práctica que en sistemas no lineales. Un ruido blanco significa que el ruido no está correlacionado con el tiempo. Esto significa que el valor no es necesariamente el mismo en el futuro aunque Herrera (1998) demuestra en una simulación estocástica que existe una correlación fuerte en el tiempo cuando también existen correlaciones espaciales. El ruido gaussiano implica una distribución de probabilidad normal con la media = 0 y una varianza finita limitando el conocimiento estadístico a los dos primeros momentos. Bajo estas condiciones la media, la moda y la mediana para una estimación óptima coinciden.

En la práctica la covarianza del ruido de proceso y la covarianza del ruido de medición se pueden cambiar pero se consideran constantes.

5.5.2 Desarrollo del filtro

El filtro de Kalman se aplica al problema general de estimar el estado (vector) $x \in \mathfrak{R}^n$ de un proceso controlado de tiempo discreto el cual está determinado por una ecuación de diferencias estocásticas lineales (modelo de sistema):

$$x_k = Ax_{k-1} + w_{k-1}, \quad (5-39)$$

con la medición $z \in \mathfrak{R}^m$ (modelo de medición)

$$z_k = Hx_k + v_k. \quad (5-40)$$

Las variables aleatorias w_k y v_k representan el ruido blanco gaussiano del proceso o sistema y de la medición (error del sistema y error de medición). Las dos variables son independientes con una distribución de probabilidad normal:

$$p(w) \sim N(0, Q) \quad (5-41)$$

$$p(v) \sim N(0, R) \quad (5-42)$$

con Q = covarianza de ruido de sistema y R = covarianza de ruido de medición. En general estas dos matrices de covarianzas pueden cambiar con cada paso de tiempo o medición, sin embargo, aquí suponen constantes.

La $n \times n$ matriz A en el modelo de sistema describe la transición del estado x del tiempo anterior $k-1$ al tiempo actual k . La $m \times n$ matriz H en el modelo de medición relaciona el estado x a la medición z_k . Estas dos matrices también pueden cambiar en cada paso de tiempo, aunque se suponen constantes en esta formulación.

Si ponemos $\hat{x}_k^- \in \mathfrak{R}^n$ como la estimación del estado inicial o a priori con el conocimiento del estado anterior a k y $\hat{x}_k \in \mathfrak{R}^n$ como la estimación a posteriori si puede definir los

errores de estimaciones a priori y a posteriori como (el superíndice significa el número de mediciones para obtener la estimación):

$$e_k^- \equiv x_k - \hat{x}_k^- \quad (5-43)$$

$$e_k \equiv x_k - \hat{x}_k \quad (5-44)$$

Entonces la covarianza del error de estimación a priori es

$$P_k^- = E[e_k^- e_k^{-T}] \quad (5-45)$$

y la covarianza del error de estimación a posteriori

$$P_k = E[e_k e_k^T] \quad (5-46)$$

con T de transpuesto.

Para calcular la estimación a posteriori x_k como una combinación lineal de una estimación a priori y una diferencia entre la medición actual z_k y una predicción de medición Hx_k se utiliza la siguiente ecuación:

$$\hat{x}_k = \hat{x}_k^- + K(z_k - H\hat{x}_k^-) \quad (5-47)$$

La diferencia $(z_k - H\hat{x}_k^-)$ se llama residual y refleja la discrepancia entre la predicción de medición $H\hat{x}_k^-$ y la medición actual z_k .

La $n \times m$ matriz K , $n \times m$ son los pesos que minimizan la suma de los elementos diagonales de la covarianza de error a posteriori P_k :

Una forma de la ecuación para calcular K es

$$K = P_k^- H^T (HP_k^- H^T + R)^{-1} \quad (5-48)$$

La estimación no sesgada de la varianza mínima para el estado x_k con mediciones z_1, z_2, \dots, z_k es \hat{x}_k denota como $\hat{x}_k = E\{x_k | z_1, z_2, \dots, z_k\}$.

La matriz del covarianza de error actualizada después de nuevas mediciones es:

$$P_k = (I - KH)P_k^- \quad (5-49)$$

El filtro de Kalman estima el estado de un proceso en un tiempo dado y obtiene retroalimentación en forma de mediciones con ruido. En este caso el filtro de Kalman se puede dividir en dos grupos; ecuaciones de actualización de tiempo y ecuaciones de actualización de medición.

Las ecuaciones de actualización de tiempo (fase propagación) se encargan de obtener una proyección posterior del estado actual y de las estimaciones de la covarianza de error para obtener las estimaciones a priori para el siguiente paso de tiempo.

Las ecuaciones de actualización de medición (fase de actualización) actualizan las estimaciones a priori incorporando nuevas mediciones para obtener una estimación a posteriori mejor.

El primer paso para la actualización de medición es el cálculo de la ecuación de Kalman K. El siguiente paso incluye la medición de z_k y genera una estimación a posteriori. El paso final es para obtener una estimación de covarianza del error a posteriori. La Figura 5-14 muestra la operación del filtro de Kalman en donde se puede diferenciar la fase de propagación y la fase de actualización.

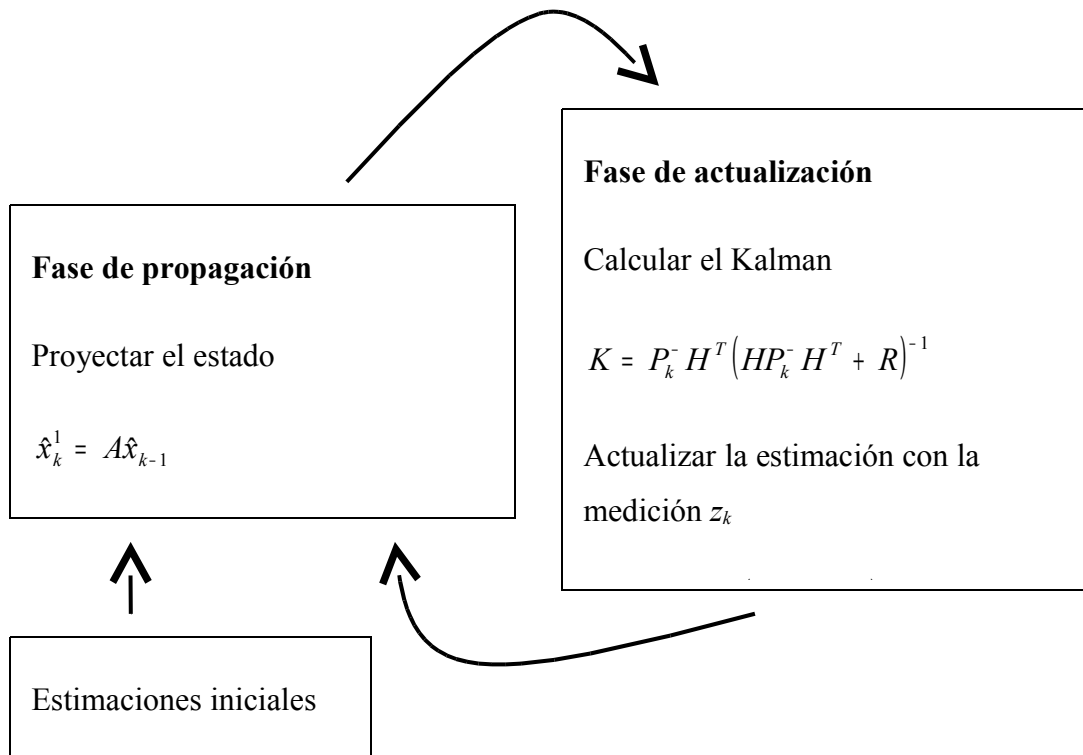


Figura 5-14: Operaciones de filtro de Kalman (tomado de Welch y Bishop, 2004)

Después de cada actualización de tiempo y de medición el proceso se repite con la estimación a posteriori obtenida para predecir una nueva estimación a priori.

En la implementación actual del filtro, la covarianza del ruido de medición es medida antes de la operación del filtro. La determinación de la covarianza de ruido del proceso es más difícil ya que no se puede observar directamente en el proceso.

El modelo a priori se define como el conocimiento previo del estado x con un valor esperado \hat{x}_{k-1} y la matriz de covarianza de estimación de error P_{k-1} .

$$P_{k-1} = E[(x_{k-1} - \hat{x}_{k-1})(x_{k-1} - \hat{x}_{k-1})^T] \quad (5-50)$$

$$\hat{x}_{k-1} = E[x_{k-1}] \quad (5-51)$$

En este estudio se trabaja solamente con el modelo de medición y el modelo a priori del filtro de Kalman en el procedimiento de la fase de actualización. Como las estimaciones no

se consideran cambios temporales no es necesario incorporar en este estudio la fase de propagación. La parte dinámica de este filtro entonces no se considera y se utiliza solamente el filtro de Kalman estático (parte derecha de la Figura 5-14) (Herrera y Pinder, 2005; Zhang et al., 2005).

5.5.3 Procedimiento para minimizar la varianza total de error

Se está considerado incluir solamente un pozo de monitoreo en cada paso del procedimiento que construye la red del monitoreo, por ese motivo la matriz de muestreo H se convierte en un vector 1 x n:

$$H = (0, 0, \dots, 0, 1, 0, \dots, 0)$$

En los siguientes pasos se utiliza la ecuación(5-48) para calcular la matriz de covarianza de Kalman. Primero

$$P_k^- H^T = (P_1^-, P_2^-, \dots, P_k^-) \quad (5-52)$$

y segundo

$$(HP_k^- H^T + R)^{-1} = \frac{1}{P_k^- + r_k} \quad (5-53)$$

dónde r_k es el elemento diagonal de la matriz R en el sitio k.

Finalmente se sustituye la ecuación (5-53) en (5-48) para obtener

$$K = \frac{1}{P_k^- + r_k} (P_1^-, P_2^-, \dots, P_k^-) \quad (5-54)$$

La matriz actualizada P_k es obtenida por la sustitución de K en ecuación (5-49). Los elementos diagonales de la matriz $P_k = (I - KH)P_k^-$ están dados entonces por

$$P_k = P_k^- - \frac{(P_k^-)^2}{P_k^- + r_k} \quad (5-55)$$

La varianza total de error está dada por

$$\sigma_T^2(k) = \sum P_k \quad (5-56)$$

Sustituyendo en la ecuación (5-55) se obtiene

$$\sigma_T^2(k) = \sum P_k^- - \frac{1}{P_k^- + r_k} \sum (P_k^-)^2 \quad (5-57)$$

El primer término de la suma es la varianza total del error de k muestreos. Así se puede escribir

$$\sigma_T^2(k) = \sigma_T^2(k-1) - \frac{1}{P_k^- + r_k} \sum (P_k^-)^2 \quad (5-58)$$

La varianza total $\sigma_T^2 k$ es mínima cuando $\sum (P_k^-)^2$ es máximo.

Cada pozo de muestreo adicional se evalúa con esta ecuación y actualizando la matriz de covarianza P_k . La matriz de covarianza resultante incluye la información obtenida de todos los pozos que se han seleccionado anteriormente.

5.6 Procedimiento para obtener la red óptima de monitoreo

Con el conocimiento de los métodos anteriormente descritos se puede establecer el procedimiento de la investigación para obtener la red óptima de monitoreo.

En varios trabajos donde tratan esta problemática (López Álvarez, 2008; Júnez, 2005; Espino, 2008) se ha encontrado que la mejor manera de diseñar la red óptima de monitoreo está dada por los siguientes pasos que incluyen

- el cálculo de la matriz de covarianza inicial,
- establecer los puntos de estimación y de muestreo,
- jerarquización de los puntos de muestreo y
- definición de la red final.

5.6.1 Cálculo de la matriz de covarianza

Como se explicó en el capítulo 5.1 se necesita para el filtro de Kalman una estimación inicial del valor esperado y una matriz de covarianza de estimación de error. La matriz de covarianza inicial se obtiene a partir del modelo de semivariograma del análisis geoestadístico de la siguiente fórmula que describe la relación entre el semivariograma y la covarianza:

$$C(h) = C(0) - \gamma(h) \quad (5-59)$$

con $\gamma(h)$ = modelo de semivariograma,

$C(0)$ = varianza de la variable y

$C(h)$ = covarianza de la variable.

5.6.2 Definición de los puntos de estimación y monitoreo

Los puntos de monitoreo son aquellos sitios que pueden ser seleccionados para formar la red óptima de monitoreo y son accesibles para el monitoreo. Normalmente son idénticos a los puntos de muestreo. Los puntos de estimación son los sitios donde se pretende estimar la concentración de la variable seleccionada para el monitoreo y minimizar la varianza del error de la estimación a partir de los datos muestreados. Ellos son seleccionados a base de una malla donde los puntos de estimación son equivalentes a los nodos de la malla distribuida regularmente. Esta malla de estimación cubre la zona de interés donde existen los pozos aptos para el muestreo. El objetivo de esta malla es que los puntos de estimación tengan el mismo peso en toda la zona del interés cuando se efectúa el procedimiento de la minimización de la varianza.

5.6.3 Jerarquización de los puntos de muestreo

Para obtener la jerarquización o importancia de los puntos de monitoreo se tiene que minimizar la función de la varianza total del error de estimación en todos los puntos de estimación hasta llegar a un criterio establecido anteriormente (ver capítulo 6.4).

La varianza total del error de estimación es la suma de los elementos de la diagonal de la matriz de covarianza (ver capítulo 5.5) que corresponde con los puntos de estimación y se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$\sigma_T^2(n) = \sum_E \sigma_E^2(n) \tag{5-60}$$

con:

$\sigma_T^2(n)$ = varianza total del error de la estimación

$\sigma_E^2(n)$ = varianza en cada posición E de puntos de la estimación.

n = número de posiciones incluidas en la red de monitoreo.

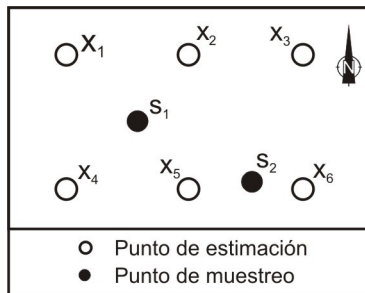


Figura 5-15: Ubicación espacial de posiciones de monitoreo y puntos de estimación

X1	σ_1^2						
X2		σ_2^2					
X3			σ_3^2				
X4				σ_4^2			
X5					σ_5^2		
X6						σ_6^2	
S1							σ_7^2
S2							σ_8^2
	X1	X2	X3	X4	X5	X6	S1
							S2

Figura 5-16: Matriz de covarianza a priori

Adaptado de Herrera *et al.* (2007)

La selección de los puntos de monitoreo se llevó a cabo a través de un método de optimización heurístico secuencial en donde se evalúa el valor de la varianza total resultando al aplicar el filtro de Kalman al añadir cada uno de los posibles puntos de monitoreo y se elige el cual minimiza más la varianza total del error de estimación. El programa actualiza la matriz de covarianza cada vez que se selecciona un punto de monitoreo.

El orden de la selección de los pozos proporciona una jerarquización de los puntos de monitoreo con la mayor reducción de la incertidumbre y presenta el lugar de la importancia del punto para incluir en la red optimo de monitoreo. Esto procedimiento se aplicó mediante del paquete computacional GWQMonitor-Geoestad.

5.6.4 Definición de la red final

El objetivo de la jerarquización de los puntos de monitoreo es encontrar pozos con mucha información para la formación de la red final y quitando los pozos redundantes o con un contenido de información baja. Analizando la información de cada punto de monitoreo se conoce la aportación a la reducción de la varianza total. Conforme cuales pozos se añade a la red de monitoreo se obtiene inicialmente una reducción mayor a la reducción de la varianza total la cual disminuye con el avance del procedimiento y el contenido de la información de los pozos.

La cantidad de los puntos de monitoreo incluido en la red final se determina por la reducción de la varianza total a los 85, 90 y 95 % evaluando posteriormente a estas cantidades de pozos las diferencias porcentuales absolutas medias (DPAM) de las estimaciones obtenidos por el filtro de Kalman y determinando en los cuales existen diferencias mínimas para definir esta cantidad como satisfactorio para incluir en la red de monitoreo.

$$DPAM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|(e_k)_i|}{(v_o)_i} \times 100 \quad (5-61)$$

con

n = número de datos

$(e_k)_i$ = diferencia entre valor observado (v_o) y valor estimado por el filtro de Kalman para el punto i

6 Resultados

6.1 Introducción

Para obtener los sitios que conforman las redes de monitoreo óptimas se procedió en dos etapas.

En la primera etapa se separaron los pozos muestreados en dos grupos de pozos, uno representando el flujo regional y el segundo el flujo intermedio. La segunda etapa incluye todo el procedimiento mencionado en los capítulo 5.6 para determinar la red de monitoreo óptima para cada uno de los sistemas de flujo de agua.

Para seleccionar los pozos que serán considerados como posibles para formar la red de monitoreo de calidad de agua, se necesitan evaluaciones cualitativas y cuantitativas. Entre las primeras se encuentran las características constructivas de los pozos, la facilidad del acceso y la posibilidad de tomar mediciones y muestras del agua. En la selección es esencial revisar la distribución espacial de los pozos con respecto a su ubicación topográfica y geológica, y también tomar en cuenta datos hidrogeoquímicos conocidos que permiten una indicación de zonas impactadas.

Finalmente se seleccionaron 142 pozos de los 370 reportados del CONAGUA (2002) para el acuífero profundo, abarcando la mayor área posible de la zona de estudio. La distribución espacial depende principalmente de las necesidades de abastecimiento del agua y de la población. Muchos pozos se ubican en la zona urbana mientras la zona rural cuenta con una cantidad menor (Figura 6-1). La ubicación geográfica (UTM) de los pozos se estimó con base en un sistema de posicionamiento global (GPS).

Para este trabajo se utilizaron datos químicos obtenidos durante un muestreo realizado en el año 2007 (Tabla 6-1).

Los parámetros químicos que se seleccionaron para determinar la calidad de agua subterránea fueron: temperatura, pH, Eh, CE, SDT, alcalinidad, dureza, Na, K, Ca, Mg, Li, HCO₃, Cl, SO₄, NO₃ y F.

En el campo se midieron los datos de pH, temperatura de agua, CE, Eh y alcalinidad. El resto de los parámetros fisicoquímicos se obtuvo por la medición analítica realizado en el Laboratorio de Análisis Químicos de Agua y Suelo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

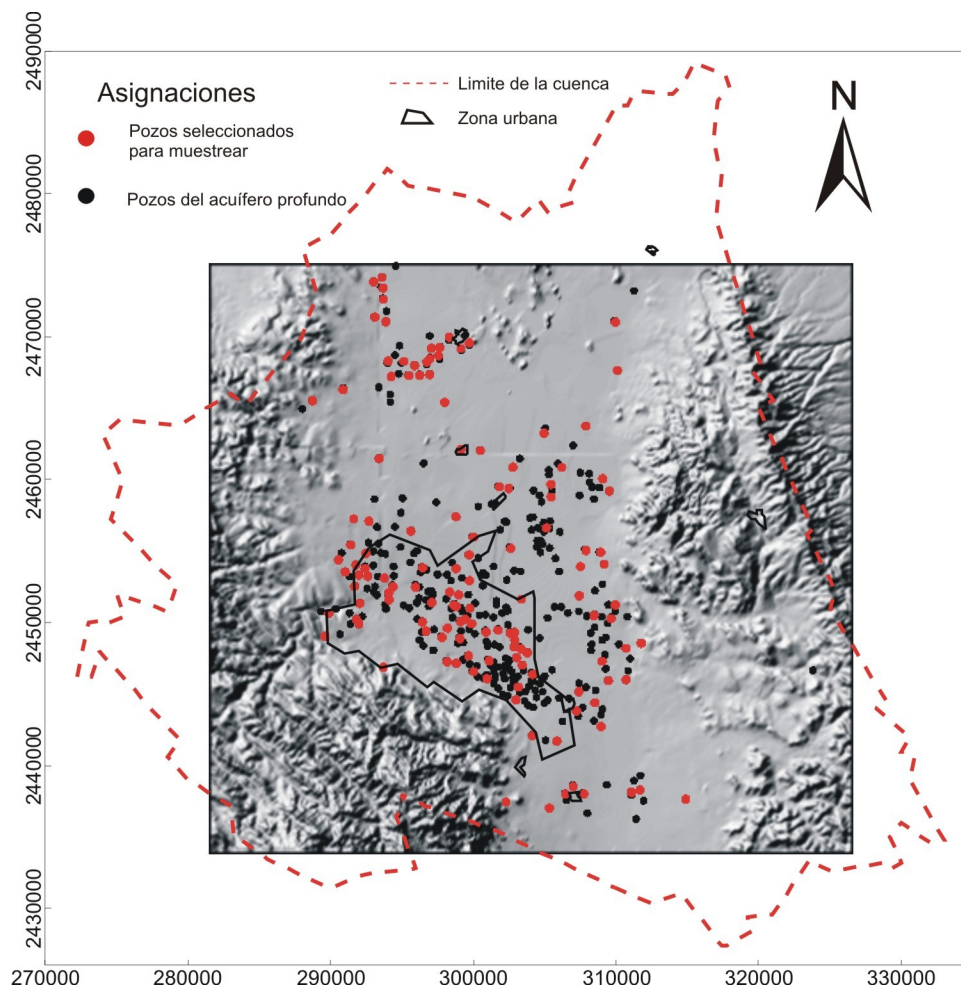


Figura 6-1: Ubicación de los pozos seleccionados

Tabla 6-1: Resultados del análisis químico del agua del muestreo 2007

Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	CE	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
296949	2467352	CNA 389	28.1	7.6	132	310	156	136.18	107.02	36	15.5	41	1.1	0.05	166.14	18.83	25	4.2	0.78
293383	2466667	CNA 399	28.7	7.7	201	348	169	118.61	129.52	32	12.4	50	1.1	0.02	144.71	22.95	41	8.9	0.62
295888	2467977	CNA 392	29.7	7.7	72	353	172	127.40	139.11	30	14.3	54	1	0.05	155.42	25.89	40	5.9	0.51
294034	2468289	CNA 398	30	7.5	121	323	160	118.61	136.20	30	9.2	53	0.9	0.04	144.71	26.48	31	4.6	0.32
295122	2468275	CNA 397	28.5	7.6	106	397	187	114.22	161.99	28	15.1	62	1.7	0.05	139.35	32.96	53	4.8	0.41
295482	2467275	CNA 391	27.9	7.7	118	274	152	123.00	123.26	23	14	47	1.4	0.03	150.06	25.31	30	3.4	0.38
296753	2468223	CNA 393	28.1	7.6	195	339	170	123.00	132.44	28	16.2	51	1.2	0.05	150.06	28.25	34	5.5	0.51
299143	2469182	CNA 379	26.7	7.6	157	327	156	144.97	117.88	30	11.4	46	0.7	0.11	176.86	19.42	23	2.9	0.52
299741	2469556	CNA 914	27.3	7.8	167	261	128	131.79	96.65	28	9.5	38	0.4	0.09	160.78	12.95	15	5	0.65

Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	CE	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
298321	2469956	CNA 381	27.8	7.6	138	352	164	131.79	125.38	33	12.1	49	0.7	0.08	160.78	22.36	45	6	0.83
297563	2468659	CNA 383	30.3	7.6	174	333	161	127.40	124.11	31	12.8	48	1	0.06	155.42	22.95	42	5.2	0.68
297072	2469189	CNA 385	30.1	7.5	212	347	179	123.00	139.52	30	14.3	54	1.1	0.07	150.06	34.13	44	4.6	0.57
296969	2468460	CNA 384	30	7.5	152	349	162	127.40	124.11	29	14	48	1	0.07	155.42	23.54	38	3.6	0.45
297638	2469236	CNA 382	29.8	7.5	150	413	192	144.97	155.35	33	12.7	60	1.3	0.09	176.86	35.90	54	2.7	0.62
296254	2467288	CNA 390	29.3	7.6	218	335	160	123.00	124.52	27	14.2	48	1.1	0.05	150.06	24.72	40	3.6	0.45
294729	2467309	CNA 394	25.3	7.8	127	602	280	118.61	181.86	49	17	66	4.1	0.01	144.71	70.03	89	11.8	0.26
294246	2467218	xx1	27.3	7.7	136	290	180	123.00	107.47	26	8.3	42	0.6	0.04	150.06	18.83	26	4	0.45
293873	2471045	CNA 370	30.1	7.7	157	427	190	123.00	165.35	31	14	64	1.3	0.06	150.06	32.37	80	4.4	0.45
293703	2472613	CNA 373	30.3	7.5	216	400	198	127.40	149.94	40	15.1	58	1.2	0.08	155.42	30.60	77	4.5	0.26
293027	2473848	CNA 376	31.2	7.4	125	446	200	144.97	146.20	41	14.5	57	0.9	0.08	176.86	30.01	78	5.1	0.45
293616	2474154	CNA 375	31.7	7.5	137	416	202	136.18	148.29	40	12.2	58	0.8	0.08	166.14	28.84	61	4.8	0.49
293689	2473412	CNA 374	30.5	7.5	156	437	204	140.58	150.79	41	12.4	59	0.8	0.11	171.50	31.78	71	5.1	0.38
293124	2471371	CNA 371	28.4	7.6	97	435	202	131.79	160.76	37	13.6	62	1.4	0.09	160.78	27.66	83.75	5.2	0.35
288728	2465524	CNA 402	30.7	7.3	172	234	105	114.22	90.76	21	10.9	34	1.4	0.02	139.35	12.95	12	3.3	0.65
298003	2465404	CNA 388	24.5	7.4	165	287	130	140.58	131.99	20	16.8	50	1.7	0.02	171.50	14.71	17	3.5	0.62
299152	2462113	CNA 416	27	7.3	54	285	129	149.36	114.52	28	12.6	44	1.1	0.04	182.22	12.36	18	3	0.86
304962	2463236	CNA 405	22.9	6.9	259	161	77.9	65.90	59.49	7	14.5	21	1.7	0.01	80.39	10.59	5	2.8	0.46
301950	2456405	CNA 174	24.9	6.2	135	403	187	74.68	160.85	25	17.8	52	7.5	0.01	91.11	64.15	46	6.6	0.39
310113	2467633	CNA 696	28.6	7.6	129	281	127	123.00	127.44	23	8.6	49	1.2	0.03	150.06	41.20	16	2.7	0.89
308352	2459472	CNA 254	24	6.8	93	458	229	123.00	219.30	34	18.1	79	5.3	0.01	150.06	75.92	54	7	0.56
298788	2457408	CNA 430	25.6	6.8	172	304	146	136.18	123.92	26	18.3	42	4.6	0.01	166.14	15.89	47	5.7	0.62
293399	2461478	CNA 666	31.5	7.2	22.1	270	124	118.61	104.56	28	11.5	41	0.5	0.02	144.71	16.48	21	6.2	0.57
297413	2458415	CNA 882	26.2	7.3	95	483	218	202.08	176.99	46	19.4	68	1.7	0.05	246.54	23.54	37	9.8	0.39
309978	2471010	CNA 822	30.5	7.5	155	273	122	118.85	77.88	32	11.2	30	0.7	0.03	144.99	15.30	13	3.6	0.97
295621	2456388	CNA 137	24.9	7.2	179	332	150	158.46	134.02	26	15	49	2.8	0.04	193.33	10.59	11	5.2	0.51
291618	2457253	CNA 662	30.1	7.1	142	286	130	108.94	49.15	39	12.8	19	0.4	0.1	132.91	10.59	18	2.9	2.25
309087	2460059	CNA 248	22.6	6.6	154	402	190	108.94	115.19	32	15.4	39	4.3	0.01	132.91	41.20	35	3.9	0.57
305460	2458781	CNA 229	24.6	7.2	79	330	150	138.66	146.45	17	17.1	52	4	0.01	169.16	36.49	20	4.1	0.36
307892	2463747	CNA 403	25.7	7.7	218	198	96.9	89.14	85.35	12	13.1	32	1.3	0.01	108.75	10.59	7	3.6	0.41
300508	2462032	CNA 415	22.5	7.5	210	248	110	118.85	115.28	13	11.6	42	2.5	0	144.99	10.59	5	3.1	0.34
306210	2460860	xx9	25.7	6.7	188	209	95.1	99.04	64.46	17	14.9	22	2.3	0.01	120.83	10.59	11	3.7	0.25
302788	2460868	CNA 412	22.4	6.8	167	478	77.3	79.23	48.23	12	13.7	16	2	0.01	96.66	7.06	6	2.5	0.18
290554	2454378	CNA 49	32.8	6.7	699	287	130	121.60	63.73	53	5.7	25	0.3	0.23	148.35	22.24	25	3.9	3.7
291776	2454026	CNA 48	32	7.3	729	316	137	133.00	69.15	54	5.3	27	0.4	0.26	162.26	21.70	26	3.1	3.5
292602	2453243	CNA 45	34.3	6.8	197	306	132	133.00	66.23	54	5.1	26	0.3	0.27	162.26	21.15	27	2.6	3.7
291030	2453541	CNA 50	33.9	6.4	182	333	144	134.90	69.15	57	5.7	27	0.4	0.26	164.58	22.24	29	3	3.7
293775	2453105	CNA 43	28.5	6.9	183	244	105	95.00	71.14	25	17.4	25	2.1	0.07	115.90	21.70	21	4.5	0.82
292061	2451343	CNA 4	28.4	7.2	174	223	99	81.70	51.61	32	10.6	19	1	0.12	99.67	17.36	27	2.3	1.92
289873	2450634	CNA 5	39.2	6.5	130	326	138	135.20	68.73	57	5.3	27	0.3	0.27	164.94	14.34	30	2.8	3.9
294099	2451593	CNA 1A	38.1	6.9	174	323	133	142.50	65.82	57	5.1	26	0.2	0.27	173.85	22.24	29	2.5	4.1
298798	2453778	CNA 103	29.1	7	162	184	80.8	74.10	62.37	16	13.6	21	2.4	0.03	90.40	19.53	13	2.6	0.73
298347	2452122	CNA 114	34.9	7.3	172	285	118	135.20	70.76	39	14.4	26	1.4	0.14	164.94	14.34	19	3.7	2.06
298975	2451930	CNA 68	34.8	7.8	236	258	108	124.80	55.41	45	4.6	22	0.1	0.19	152.26	14.34	16	1.7	2.2
291817	2450208	CNA 8	33.7	7.5	288	325	132	131.10	67.88	55	7.6	26	0.7	0.26	159.94	21.70	30	3.4	2.8
291984	2449898	CNA 9	32.4	6.7	132	340	134	135.20	71.20	54	9.5	27	0.9	0.25	164.94	14.34	29	4.3	4.3
291673	2452521	CNA 870	30.6	6.7	153	287	116	115.90	64.94	44	8.6	24	1.2	0.17	141.40	20.61	28	3	2.8
309552	2459211	CNA 249	26.7	7.2	64	265	160	80.60	68.42	28	10.8	24.9	1.5	0.02	98.33	12.51	17	4.1	0.67
305452	2459663	xx6	23.7	6.6	126	174	102	93.00	60.33	22	12.5	21.5	1.6	0.01	113.46	12.51	6	4.3	0.35

Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	CE	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
305133	2456616	xx5	24.7	7.6	77	189	109	105.40	80.29	9	12.1	30.8	0.8	0.02	128.59	6.67	4	1	0.22
304554	2456554	CNA 152	22.8	6.5	118	732	505	192.20	424.20	29	22.2	145	15	0.01	234.48	141.03	102.5	7.3	0.24
307527	2453914	x11	25.7	7.2	117	323	185	155.00	112.08	24	13.9	42.2	1.6	0.02	189.10	11.67	15	2.9	0.4
292480	2454845	CNA 129	32.1	6.8	141	337	180	148.80	69.98	51	5.8	27.5	0.3	0.26	181.54	10.84	25	2.3	3.07
299767	2450988	CNA 117	34.3	6.9	129	271	153	124.00	57.07	42	6	22.5	0.2	0.19	151.28	13.34	14	2	2.4
298650	2451204	CNA 115	36.8	7.1	142	337	176	142.60	64.16	58	5.1	25.5	0.1	0.24	173.97	15.01	25	2.1	2.82
298198	2449617	CNA 56	29	7.1	141	302	180	130.20	106.14	24	16.8	39	2.1	0.03	158.84	19.18	28	2.6	0.75
297814	2448952	CNA 16	34	6.9	98	393	210	148.80	90.81	52	7.2	35.5	0.5	0.19	181.54	20.85	34	2.9	2.05
296436	2450027	CNA 14	23.5	6.4	362	216	116	49.60	66.93	18	12.6	22	2.9	0.01	60.51	13.34	61	1	0.55
299122	2450065	CNA 65	32.5	6.9	182	296	160	111.60	64.56	37	9.6	25	0.5	0.15	136.15	15.01	19	4.2	1.85
299895	2449918	CNA 64	36.9	7.1	154	326	161	130.20	63.32	44	5.3	25	0.2	0.21	158.84	14.18	18	2.2	2.25
299068	2448880	CNA 81	31.1	7.2	144	573	225	142.60	166.86	38	17.7	62.3	2.7	0.08	173.97	23.35	91.3	3.2	1.11
298830	2447141	CNA 23	33.9	7	125	404	202	136.40	57.22	54	13.2	21.9	0.6	0.24	166.41	21.68	34	2.4	3.12
298179	2447250	CNA 24	34.7	7.1	145	406	190	136.40	51.90	52	15.3	20.1	0.4	0.26	166.41	15.01	30	2.3	3
299673	2447674	CNA 22	30.8	7.2	190	421	198	142.60	97.19	34	14.8	36.9	1.2	0.04	173.97	19.18	32	1.6	0.92
300029	2446555	CNA 19	36.5	7	150	393	190	136.40	58.32	54	7.3	23	0.2	0.26	166.41	15.01	28	2.9	3.1
300963	2446062	xx3	35	7.1	139	403	188	136.40	48.07	53	12	18.9	0.2	0.25	166.41	15.84	30	2.5	2.95
301115	2447321	CNA 76	36.2	7.3	156	434	170	142.60	64.57	51	6.5	25.5	0.2	0.24	173.97	15.84	29	2.7	3.22
307440	2451864	CNA 304	30.2	7.1	137	413	200	148.80	97.40	40	10	38.3	0.4	0.12	181.54	19.18	29	4.4	1.14
308066	2450387	CNA 305	34.5	7.1	129	563	285	124.00	155.23	49	8.3	61.6	0.3	0.19	151.28	64.21	49.8	3.6	0.53
308480	2450489	CNA 307	29.3	7.3	131	571	270	161.20	134.82	51	10.6	53.6	0.2	0.19	196.66	45.03	50	1.6	1.21
309973	2451231	CNA 295	28.7	7.1	115	383	169	136.40	93.32	29	7	37	0.2	0.1	166.41	15.01	17	3	0.51
310705	2448198	CNA 317	28.5	6.9	130	602	287	148.80	176.57	47	8.7	70.3	0.2	0.16	181.54	28.35	96.28	4.3	0.87
309031	2447290	x14	25.2	7.8	119	353	174	130.20	57.31	41	11.9	22.1	0.5	0.14	158.84	14.18	20	2.6	2.67
304684	2448858	CNA 280	24.1	6.6	149	889	407	148.80	256.95	35	21.9	86	10.2	0.01	181.54	128.59	5.5	10.9	0.36
309476	2445924	CNA 880	32.9	7.2	123	422	199	136.40	75.11	43	12.6	28.4	1	0.11	166.41	15.01	25	3	2.01
311707	2438266	CNA 342	28.2	7.1	144	375	190	136.40	116.20	33	5.7	45	0.9	0.07	166.41	18.34	30	3.1	0.94
311106	2438109	CNA 348	29.5	7.2	90	409	180	124.00	100.77	27	8.1	38.5	1.1	0.02	151.28	16.68	33	2.6	0.67
289613	2449047	CNA 861	38.4	6.9	103	479	201	142.60	55.54	55	9.9	20.9	0.8	0.23	173.97	17.51	28	2.3	3.9
296690	2449407	CNA 13	29	7	149	411	203	117.80	95.86	32	14.4	33.9	2.7	0.06	143.72	27.52	30	3.2	0.62
299749	2452914	CNA 112	37.4	7.3	134	158	154	117.80	63.16	39	4.3	25.1	0.1	0.18	143.72	12.51	9	1.8	1.67
302650	2455184	CNA 90	29.3	7.3	159	306	134	111.60	49.16	32	4.7	19.5	0.1	0.13	136.15	9.17	11	1.9	0.64
294080	2452068	CNA 37	30.3	6.9	141	500	282	192.20	125.91	54	19.6	40	6.3	0.11	234.48	17.51	56	3.4	1.83
294368	2452498	CNA 40	29.2	6.3	-39	195	124	99.20	51.43	27.58	15.9	17.61	1.8	0.02	121.02	12.51	15	3	0.47
295952	2452473	CNA 261	28.9	6.6	71	192	142	111.60	48.33	33.14	14.2	16.7	1.6	0.06	136.15	11.67	16	2.1	0.97
297089	2451388	CNA 53	35.9	6.8	39	306	184	117.80	51.41	50	5.2	20.4	0.1	0.25	143.72	18.34	24	2.2	2.18
299076	2450296	CNA 860	27.5	6.9	-169	239	166	124.00	90.40	40.33	17.5	21.68	8.8	0.04	151.28	17.51	15	3.2	1.05
299441	2450243	CNA 869	29.1	6.9	47	324	196	124.00	86.08	34	15.4	31.8	1.6	0.1	151.28	20.01	26	5.4	0.49
302921	2449294	CNA 83	34.9	7	92	252	163	130.20	63.66	40	5.1	25.3	0.1	0.17	158.84	15.01	14	2.2	1.81
303793	2447878	CNA 88	33.2	6.9	96	287	189	117.80	51.81	46	7	19.9	0.5	0.18	143.72	18.34	23	3	1.9
302577	2449262	CNA 084	34.2	7	127	259	164	124.00	63.32	41	6.4	25	0.2	0.18	151.28	13.34	12	2.6	1.6
303441	2447012	CNA 89	34.7	7.1	115	288	164	130.20	56.23	47	5.7	22	0.3	0.21	158.84	8.34	22	2.8	2.15
304173	2446369	CNA 337	35.6	7	82	286	165	130.20	53.73	48	5.8	21	0.3	0.22	158.84	11.67	20	2.7	2.16
303047	2447540	CNA 475	30.3	7	115	382	244	155.00	98.29	56	10.8	38	0.8	0.2	189.10	26.68	50	4.8	1.66
307009	2438523	CNA 338	27.2	6.9	141	158	111	99.20	79.94	12	9.8	30	1.2	0.04	121.02	12.51	6	2.2	0.68
306479	2437988	CNA 872	33.9	7	131	222	133	111.60	42.91	38	6.7	17	0.1	0.18	136.15	11.67	12	2.1	1.76
305345	2437001	x10	29.8	6.9	162	197	118	105.40	64.94	26	9.7	24	1.2	0.12	128.59	10.84	10	2	1.23
305869	2441691	CNA 434	30.8	6.8	108	251	151	124.00	82.06	33	7.8	32	0.5	0.15	151.28	15.84	19	2.3	1.87
304153	2442069	CNA 436	33.2	6.8	105	312	193	142.60	64.94	48	11.9	24	1.2	0.2	173.97	15.84	23	2.3	2.05
303164	2445478	CNA 80	34.1	7	134	309	192	155.00	78.73	52	6.4	31	0.3	0.22	189.10	19.18	26	2.8	2.18

Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	CE	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
307762	2438003	CNA 340	29.9	6.4	147	153	143	68.20	60.78	29.81	11.7	21.68	1.6	0.03	83.20	28.35	24	2.9	0.44
302300	2437439	xx4	31.3	6.6	138	153	84	80.60	50.38	23	5.6	19	0.7	0.06	98.33	8.34	7	1.5	0.59
314898	2437631	x15	35.2	7.3	117	411	232	130.20	116.23	54	6	46	0.3	0.19	158.84	16.68	43	2.6	1.48
291976	2453316	CNA-46	34	6.7	142	291	186	130.20	58.32	50	6.2	23	0.2	0.24	158.84	15.01	28	2.4	2.8
292420	2453776	CNA 47	34.7	6.8	114	312	185	130.20	62.06	48	5.8	24	0.5	0.24	158.84	15.01	25	2.3	2.95
300903	2449331	CNA 063	29.6	7.2	156	253	175	124.00	93.26	23	16	35	1.4	0.06	151.28	13.34	14	2.2	1.02
301737	2449464	CNA 62	30.6	7.3	127	243	156	124.00	80.38	28	9	31	0.7	0.09	151.28	14.18	15	2.2	1.36
303349	2448160	CNA 87	34.6	7	-	280	154	130.20	56.23	41	5.5	22	0.3	0.19	158.84	12.51	14	1.1	1.87
302874	2448279	CNA 86	28.3	7.3	-	349	204	130.20	102.40	35	15.9	38	1.8	0.08	158.84	25.85	29	4	0.67
302927	2448751	CNA 85	34.2	7.1	-	263	156	124.00	56.65	40	6.1	22	0.4	0.17	151.28	11.67	15	2.5	1.6
290865	2466297	CNA 401	31	6.9	235	256	156	117.80	92.02	24	8.4	35	1.1	0.01	143.72	12.51	16	4.4	0.79
291417	2455422	CNA 881	33.3	6.7	230	280	183	130.20	64.56	48	5.2	25	0.5	0.22	158.84	12.51	25	2.8	2.97
302489	2459381	CNA 408	24.9	6.3	218	158	99.1	43.40	55.28	9	12.7	18	2.5	0.01	52.95	9.17	32	2.5	0.38
301836	2459500	CNA 407	26.4	6.9	213	266	163	142.60	95.79	29	7.6	37	0.8	0.07	173.97	11.67	11	3.1	0.71
292689	2457092	CNA 934	35.8	6.9	212	317	183	142.60	67.47	54	6.5	26	0.6	0.18	173.97	10.01	24	2.6	2.15
296440	2453824	CNA 91	28.1	6.7	224	242	145	111.60	75.69	20	14.4	26	2.6	0.03	136.15	9.17	12	3	0.77
293699	2446869	CNA 866	32.5	6.9	199	282	174	136.40	73.32	49	5.9	29	0.2	0.22	166.41	12.51	25	2.1	3.95
298823	2451110	CNA-116	31.1	6.7	177	226	138	99.20	61.55	23	14.6	21	2.2	0.05	121.02	11.67	12	2.7	1.33
300002	2455968	CNA 108	27.2	7	60	125	79.5	62.00	34.94	11	8.5	12	1.2	0.01	75.64	7.50	2	1.1	0.49
299735	2454724	CNA 109	25.6	6.4	187	93	58.5	62.00	43.29	11	8.7	16	0.8	0.01	75.64	10.01	2	1.2	0.32
303368	2451633	CNA 887	26.6	7.5	219	175	111	105.40	84.52	15	12.1	32	1.1	0.02	128.59	13.34	2	1.6	0.41
308939	2454914	CNA 273	26.4	7.2	219	234	149	124.00	104.11	16	12.5	40	1	0	151.28	11.67	10	2.6	0.59
306016	2454765	xx8	21.4	6.1	228	627	392	186.00	345.15	31	19.4	117	12.8	0	226.92	75.05	71.25	7.8	0.46
310716	2446000	CNA 319	27.4	7.4	252	259	169	136.40	75.38	37	10.4	29	0.7	0.09	166.41	15.01	20	2.6	2.65
307403	2445148	CNA 330	25.6	7.6	198	278	174	117.80	104.49	27	14.6	39	1.7	0.05	143.72	13.34	12	3.9	0.96
307251	2443817	CNA 332	26.4	7.1	269	226	141	105.40	83.26	21	14.6	31	1.4	0.04	128.59	10.84	9	1.9	0.73
308522	2444396	x12	28.2	7.2	232	266	172	148.80	102.06	34	5.5	40	0.5	0.1	181.54	14.18	25	2.3	1.13
303011	2444588	CNA 79	33.6	7	237	319	187	111.60	65.82	48	6.6	26	0.2	0.24	136.15	15.01	27	2.5	2.5
311465	2436175	CNA 876	28.6	6.9	187	820	481	173.60	248.23	98	22	96	2	0.18	211.79	14.18	225	7.5	0.71
308973	2442716	x13	25.1	7.2	158	294	173	142.60	102.85	26	14.6	39	1.3	0.02	173.97	15.01	11	1.8	0.46
311776	2448535	CNA 724	29.4	7.5	183	298	167	130.20	88.32	33	6	35	0.2	0.13	158.84	15.01	26	2.5	0.71
309681	2450269	CNA 299	28.3	7.5	222	266	153	130.20	77.91	33	7.7	31	0.1	0.14	158.84	15.01	18	2.3	1.4
309188	2454076	CNA 274	29.9	7.2	194	238	150	124.00	93.29	18	10.7	36	0.8	0.04	151.28	13.34	13	2	0.23
307911	2455050	CNA 272	26	7.2	193	288	178	130.20	125.73	14	13	47	2	0.01	158.84	31.69	12	2.9	0.19

Todas las concentraciones en mg/l, pH, Eh = potencial de reducción (mV), temperatura (temp. °C), y CE = Conductividad eléctrica (µS/cm) fueron medidos en campo. STD= sólidos totales disueltos. Alca = alcalinidad (en meq/L). Los pozos en negritos pertenecen al Red Nacional de Monitoreo.

6.2 Análisis multivariado

6.2.1 Introducción

Como se explicó en el capítulo 2.7 existen en la zona de estudio varios sistemas de flujo de agua subterránea que representan características específicas químicas y físicas. Por falta de conocimiento de la distribución vertical de la carga hidráulica no es posible hacer una diferenciación satisfactoria del sistema pero por la presencia de los datos fisicoquímicos del

agua subterránea, los cuales son resultado de la interacción agua-roca, se pueden definir los diferentes sistemas y su ubicación en el área. La definición de un sistema de flujo es una imagen instantánea y no define el proceso dinámico y el cambio químico del flujo a lo largo del tiempo para ese lugar. El diseño de una red para el monitoreo de un flujo específico es una construcción temporal y es necesario verificarlo constantemente para encontrar y detectar cambios en la evolución del agua y tomar medidas efectivas para mantener un abastecimiento seguro del agua potable en la zona.

Las limitaciones a la caracterización química del agua en un punto específico son consecuencia de las características constructivas de los pozos, sus profundidades, la litología del subsuelo, los caudales de extracción y tiempos de bombeo, dificultando así las comparaciones entre muestras de diferentes pozos. Debido al abastecimiento público existe una extracción fuerte del agua en la parte central del área de estudio y la concentración de los pozos en esta parte está causando un abatimiento mayor del nivel del agua (Martínez, 2005) y efectos indeseables a la calidad de agua extraída, sin embargo, la densidad de pozos disminuye notablemente hacia las márgenes de la cuenca. Al extraer el agua se mezcla agua de diferentes sistemas de flujos por la turbulencia causada por las características específicas en la construcción de los pozos, que imposibilita una definición y/o diferenciación clara de los sistemas de flujo y no permite diferenciar la distribución vertical de la química del agua subterránea. Un monitoreo de largo plazo con el muestreo de la calidad de agua con una periodicidad constante permite ver una evolución en el agua a lo largo del tiempo y definir las características químicas del agua en este sitio.

La calidad de agua muestreada en un pozo durante el bombeo puede tener diferentes características que en los pozos apagados (Carrillo-Rivera *et al.*, 2004). Sin embargo, el diseño de red en este trabajo basa en un muestreo de pozos activos y representa el estado actual del contenido químico del agua durante el bombeo.

Para la diferenciación de los sistemas de flujo de agua subterránea se utiliza un análisis multivariado (ver capítulo 5.3) en este caso un análisis de factores que permite sintetizar las múltiples variables físicas y químicas a unos cuantos factores aportando una mejor caracterización del flujo lo cual está asociado al mismo proceso, aprovechando que el flujo

de agua subterránea está caracterizada por un perfil químico más o menos específico. Hergt *et al.* (2009) presenta este procedimiento en comparación con una identificación de manera gráfica de los sistemas de flujo de agua subterránea de Carrillo-Rivera *et al.* (1996) y muestra la utilidad de este método para la separación de los sistemas de flujo de agua subterránea. Con los resultados de análisis de factores se agruparon los pozos muestreados según su afiliación a un sistema de flujo.

El análisis estadístico descriptivo se llevó a cabo para conocer las tendencias centrales y de dispersión y detectar valores atípicos que perturben el procedimiento del análisis multivariado. En la Tabla 6-2 se presentan los estadígrafos como resultado del análisis estadístico de la base de datos del muestreo químico. Todas las tablas, figuras y valores presentados en este capítulo 6.2 son resultados de varias corridas del programa estadística de SPSS (2001).

Tabla 6-2: Estadígrafos de los elementos del análisis químico del agua del muestreo 2007 (Tabla 6-1).

	Temp.	pH	Eh	CE	STD	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	F
N	142	142	139	142	142	142	142	142	142	142	142	142	142	142	142	142	142
Valores faltantes	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Promedio	29.9	7.1	158.0	327.5	170.2	125.2	98.4	35.3	11.2	36.9	1.5	0.11	152.7	21.4	29.5	3.5	1.3
Mediana	29.8	7.1	147.0	306.0	164.0	127.4	83.9	33.0	11.6	31.4	1.0	0.08	155.4	15.6	25.0	2.9	0.8
Moda	30.3	6.9	141	287	156	130.2	64.9	54	5.1	26	0.2	0.01	158.8	15.0	25.0	2.6	0.4
Desv. Est.	3.9	0.4	90.7	122.1	63.5	25.0	53.7	13.9	4.4	19.2	2.1	0.09	30.4	18.2	26.0	1.8	1.1
Varianza	15.0	0.1	8218.9	14899.7	4035.2	622.6	2885.1	194.3	19.0	367.2	4.6	0.01	926.7	333.2	677.8	3.2	1.1
Sesgo	0.1	0.2	3.0	1.6	2.5	-0.4	2.8	0.6	0.2	2.3	4.0	0.52	-0.4	4.2	3.7	2.0	1.1
Rango	17.8	1.7	898	796	447	158.7	389.3	91	17.9	133	14.9	0.27	193.6	134.4	223	10.8	4.1
Min	21.4	6.1	-169	93	59	43.4	34.9	7	4.3	12	0.1	0.0	53.0	6.7	2	1.0	0.2
Max	39.2	7.8	729	889	505	202.1	424.2	98	22.2	145	15.0	0.27	246.5	141.0	225	11.8	4.3
Percentiles																	
25	27.2	6.9	123.0	258.8	133.8	117.8	63.6	26.0	7.0	24.0	0.4	0.03	143.7	12.5	14.8	2.3	0.5
50	29.8	7.1	147.0	306.0	164.0	127.4	83.9	33.0	11.6	31.4	1.0	0.08	155.4	15.6	25.0	2.9	0.8
75	33.2	7.4	187.0	393.0	190.0	136.4	124.0	47.0	14.4	46.2	1.6	0.18	166.4	23.0	33.2	4.2	2.0

Todas las concentraciones en mg/l, pH, Eh = potencial de reducción (mV), temperatura (temp. °C), y CE = Conductividad eléctrica (μS/cm) fueron medidos en campo. STD= sólidos totales disueltos. Alca = alcalinidad (en meq/L).

6.2.2 Análisis estadístico

En la evaluación de los histogramas y diagramas de cajas se detectaron en algunas muestras datos atípicos que proporcionaron una asimetría positivo en la distribución de los datos en los diagramas. En las histogramas de temperatura, K y Li se presentan una distribución bimodal y en el caso de F una distribución multimodal (Figura 6-2). La prueba de normalidad en este proceso del análisis no es conveniente por las distribuciones presentes que indican una influencia de por lo menos dos poblaciones de datos que justifica un análisis multivariado para diferenciarlo y estudiar por separado.

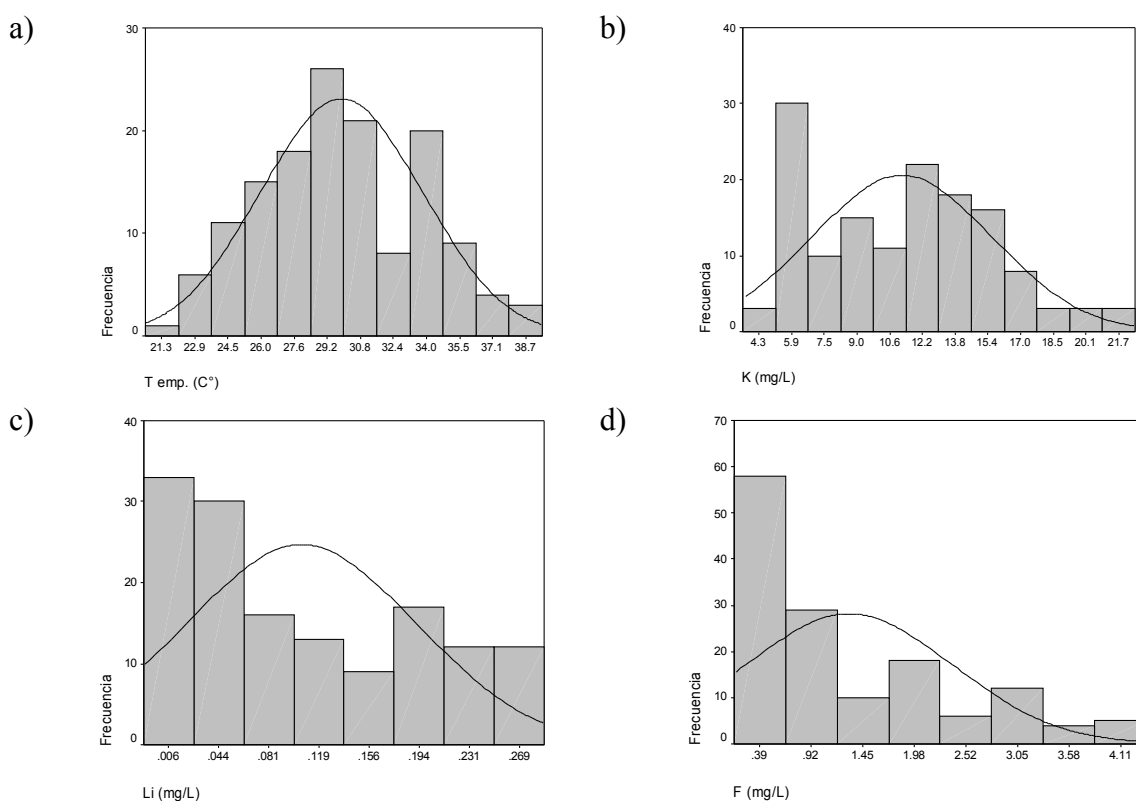


Figura 6-2: Histogramas con la curva de distribución normal para a) temperatura, b) Potasio, c) litio y d) fluoruro del muestreo (Tabla 6-1)

Como se detectaron en algunas muestras datos atípicos, los cuales se presentaron también para otros elementos de estas muestras, se decidió excluir estas muestras del procedimiento para el diseño de la red de monitoreo. Se trabajó finalmente con 131 datos. En la Tabla 6-3 se presentan las muestras eliminadas (los datos atípicos y extremos están en negritas).

Tabla 6-3: Muestras del muestreo 2007 (Tabla 6-1) que no están incluidos en el procedimiento para el diseño de la red

CNA	Temp	ph	Eh	Ce	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
CNA 399	28.7	7.7	201	348	169	118.6	129.52	32	12.4	50	1.1	0.02	144.7	22.95	41	8.9	0.62
CNA 394	25.3	7.8	127	602	280	118.6	181.86	49	17	66	4.1	0.01	144.7	70.03	89	11.8	0.26
CNA 174	24.9	6.2	135	403	187	74.68	160.85	25	17.8	52	7.5	0.01	91.11	64.15	46	6.6	0.39
CNA 254	24	6.8	93	458	229	123	219.3	34	18.1	79	5.3	0.01	150.1	75.92	54	7	0.56
CNA 882	26.2	7.3	95	483	218	202.1	176.99	46	19.4	68	1.7	0.05	246.5	23.54	37	9.8	0.39
CNA 152	22.8	6.5	118	732	505	192.2	424.2	29	22.2	145	15	0.01	234.5	141	102.5	7.3	0.24
CNA 305	34.5	7.1	129	563	285	124	155.23	49	8.3	61.6	0.3	0.19	151.3	64.21	49.8	3.6	0.53
CNA 280	24.1	6.6	149	889	407	148.8	256.95	35	21.9	86	10.2	0.01	181.5	128.6	5.5	10.9	0.36
CNA 860	27.5	6.9	-169	239	166	124	90.396	40	17.5	21.68	8.8	0.04	151.3	17.51	15	3.2	1.05
xx8	21.4	6.1	228	627	392	186	345.15	31	19.4	117	12.8	0	226.9	75.05	71.2	7.8	0.46
CNA 876	28.6	6.9	187	820	481	173.6	248.23	98	22	96	2	0.18	211.8	14.18	225	7.5	0.71

Todas las concentraciones en mg/L, pH, Eh = potencial de reducción (mV), temperatura (temp. °C), y CE = Conductividad eléctrica (μS/cm) fueron medidos en campo. STD= sólidos totales disueltos. Alca = alcalinidad (en meq/L).

Para los datos químicos de dureza y Cl se presentan en la Figura 6-3 los histogramas y diagramas de caja antes y después de excluirlas muestras.

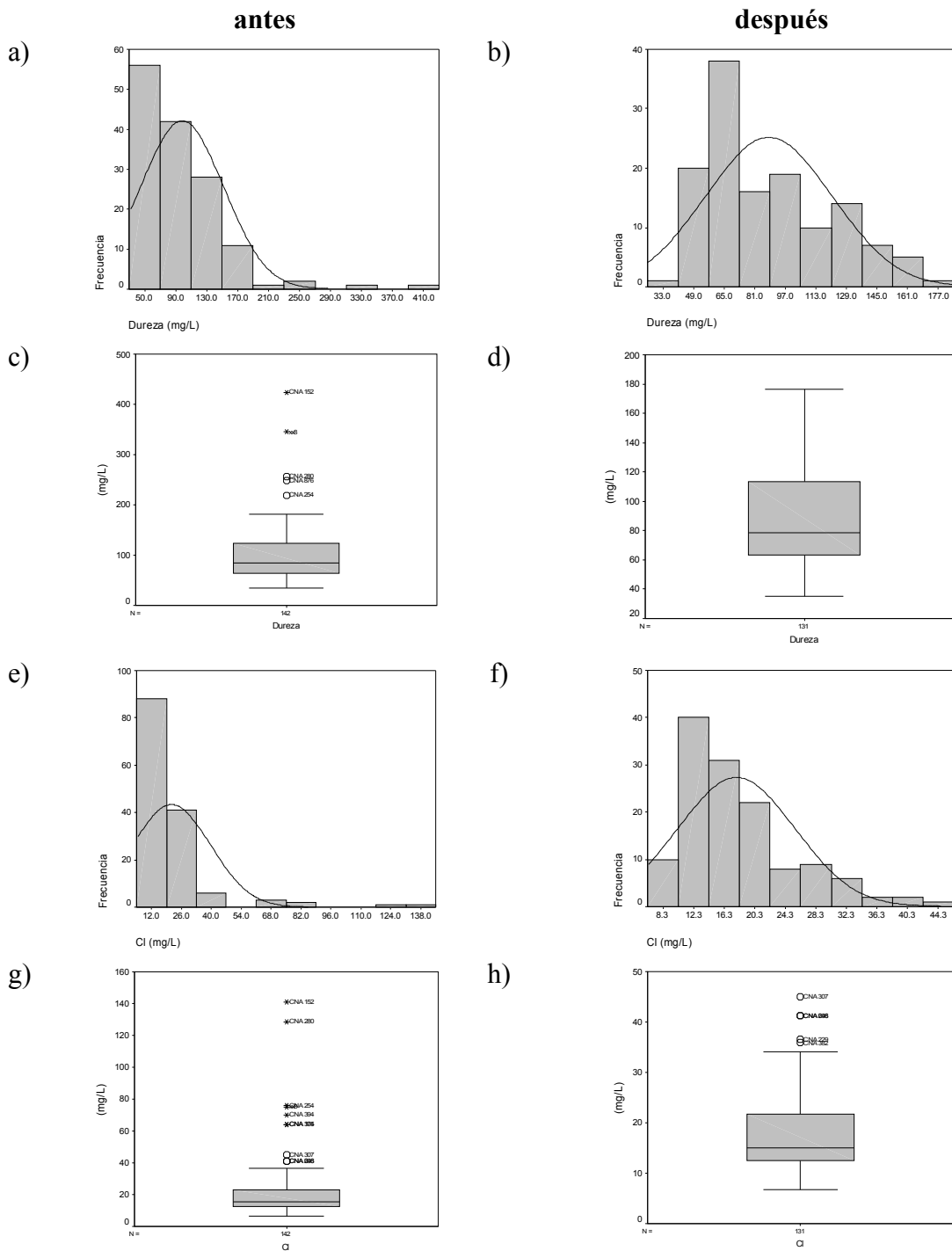


Figura 6-3: Histogramas con la curva de la distribución normal y los diagramas de cajas para la dureza (a-d) y cloruro (e-h) antes y después de excluirlas de la investigación

6.2.3 Análisis de factores

Como se mencionó en el capítulo 5.3.1, el procedimiento de análisis de factores consta de 4 pasos. El primer paso incluye la determinación de las correlaciones que presentan las variables (elementos químicos del muestreo), para detectar correlaciones fuertes o débiles, y separar las variables con correlaciones débiles del procedimiento. Algunas variables (la dureza, la alcalinidad y el STD) fueron excluidas porque aportan la misma información que otras variables (HCO_3 y CE). En el primer análisis se obtuvo la matriz de correlación presentada en la Tabla 6-4. A primera vista llama la atención la fuerte correlación entre la temperatura, el Na, el Li y el F. Una correlación débil se detecta para el Eh y el pH con todas las otras variables.

Tabla 6-4: Coeficientes de correlación para las variables incluidas en el análisis de factores

	Temp.	pH	Eh	C.E.	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	F
Temp.	1.00													
pH	-0.14	1.00												
Eh	-0.19	0.06	1.00											
C.E.	0.23	0.23	-0.16	1.00										
Na	0.80	-0.12	-0.16	0.53	1.00									
K	-0.57	0.17	0.01	0.13	-0.46	1.00								
Ca	-0.26	0.57	-0.03	0.54	-0.10	0.37	1.00							
Mg	-0.54	-0.16	0.09	0.01	-0.43	0.72	0.18	1.00						
Li	0.82	-0.19	-0.08	0.31	0.90	-0.63	-0.32	-0.57	1.00					
HCO_3	0.36	0.31	-0.17	0.65	0.60	-0.07	0.45	-0.14	0.43	1.00				
Cl	-0.02	0.28	-0.10	0.53	0.16	0.26	0.67	0.15	-0.04	0.28	1.00			
SO_4	0.13	0.18	-0.03	0.72	0.36	0.22	0.65	0.11	0.13	0.34	0.63	1.00		
NO_3	-0.17	0.31	-0.15	0.31	-0.02	0.41	0.57	0.23	-0.23	0.21	0.41	0.43	1.00	
F	0.74	-0.29	0.01	0.17	0.81	-0.53	-0.46	-0.42	0.89	0.33	-0.16	-0.02	-0.29	1.00

La matriz de componentes o factores rotados (Tabla 6-5) presenta para estas dos variables un factor único aunque el pH tiene con el Mg un factor común. Se decidió quitar estas variables del procesamiento porque tienen solamente un factor (factores triviales) (ver capítulo 5.3.1). La medida de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) presenta un valor de 0.702 que no es muy bueno.

Tabla 6-5: Matriz de componentes rotadas para los datos del análisis químico

variable	Factores			
	1	2	3	4
Li	0.97			
Na	0.91			
F	0.90			
Temp.	0.88			
K	-0.70			
Mg	-0.63		-0.60	
SO ₄		0.86		
C.E.		0.84		
Ca		0.81		
Cl		0.77		
NO ₃		0.61		
HCO ₃	0.44	0.60		
pH			0.80	
Eh				0.97

Para la siguiente corrida del programa se obtuvo una matriz de correlación parecida a la que se obtuvo en la primer corrida (Tabla 6-6).

Tabla 6-6: Matriz de coeficientes de correlación para las variables incluidas en el análisis de factores (2. corrida)

	Temp.	C.E.	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	F
Temp.	1.00											
C.E.	0.21	1.00										
Na	0.80	0.51	1.00									
K	-0.58	0.14	-0.47	1.00								
Ca	-0.28	0.54	-0.12	0.39	1.00							
Mg	-0.55	0.02	-0.44	0.73	0.20	1.00						
Li	0.82	0.29	0.91	-0.64	-0.33	-0.58	1.00					
HCO ₃	0.35	0.65	0.59	-0.07	0.44	-0.14	0.42	1.00				
Cl	-0.03	0.53	0.16	0.26	0.67	0.16	-0.03	0.27	1.00			
SO ₄	0.11	0.72	0.35	0.23	0.65	0.12	0.12	0.34	0.63	1.00		
NO ₃	-0.19	0.31	-0.02	0.41	0.57	0.24	-0.23	0.21	0.42	0.43	1.00	
F	0.73	0.16	0.81	-0.55	-0.46	-0.43	0.89	0.32	-0.15	-0.03	-0.27	1.00

Ahora la matriz de factores rotados (Tabla 6-7) presenta solo dos factores que permite una primera evaluación de los factores obtenidos. Como en la primera corrida observamos también aquí que las variables de temperatura, el Na, el Li y el F tienen correlaciones fuertes y se cargan a un solo factor junto con los variables de K, Mg y el HCO₃.

Tabla 6-7: Matriz de componentes rotadas para los datos del análisis químico (2. corrida)

variable	Factores	
	1	2
Li	0.96	
Na	0.90	
F	0.89	
Temp.	0.88	
K	-0.74	
Mg	-0.68	
SO ₄		0.85
C.E.		0.84
Ca		0.82
Cl		0.77
HCO ₃	0.44	0.62
NO ₃		0.62

Se observó que el KMO tiene un valor solamente de 0.692, más bajo que en la corrida anterior. En la matriz de coeficientes de correlación parcial (Tabla 6-8), donde se obtuvo la medida de adecuación de la muestra (MSA) para cada variable, se observó que en la diagonal se tiene un valor bajo para el HCO₃ y se decidió excluir esta variable del análisis.

Tabla 6-8: Matriz de coeficientes de correlación parcial para los datos del análisis químico (2. corrida)

	Temp.	C.E.	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	F
Temp	0.95											
C.E.	0.14	0.88										
Na	-0.27	-0.12	0.66									
K	0.02	-0.16	0.23	0.79								
Ca	0.01	0.01	0.57	0.28	0.50							
Mg	0.15	0.05	0.11	-0.36	0.33	0.75						
Li	-0.12	-0.02	-0.34	0.22	0.14	0.27	0.87					
HCO ₃	0.02	-0.27	-0.63	-0.26	-0.82	-0.26	-0.08	0.43				
Cl	0.02	-0.11	-0.37	-0.19	-0.60	-0.21	-0.09	0.50	0.61			
SO ₄	-0.02	-0.33	-0.57	-0.26	-0.74	-0.28	-0.10	0.74	0.29	0.50		
NO ₃	0.06	0.10	-0.40	-0.29	-0.41	-0.04	0.11	0.29	0.15	0.21	0.67	
F	0.04	0.06	-0.25	-0.10	0.01	-0.18	-0.47	0.08	0.09	0.17	0.06	0.89

Con las variables que quedaron se hizo una tercer corrida que tiene un KMO de 0.837, lo que es satisfactorio para este análisis, según lo indicado en el capítulo 5.3.1. La Tabla 6-9 de matriz de correlaciones presenta una fuerte relación entre los variables de temperatura, el Na, el Li y el F. Con este resultado se asignó a cada factor una componente del sistema de flujo. Para el factor 1 se asignó el flujo regional y para el factor 2 el flujo intermedio (Tabla 6-10). El conjunto de variables con las correlaciones fuertes (temperatura, Na, Li y F) representan los principales indicadores para el flujo regional y son congruentes con las variables presentadas en el capítulo 2.8.

Tabla 6-9: Coeficientes de correlación para las variables incluidas en el análisis de factores (3. corrida)

	Temp.	C.E.	Na	K	Ca	Mg	Li	Cl	SO ₄	NO ₃	F
Temp.	1.00										
C.E.	0.21	1.00									
Na	0.80	0.51	1.00								
K	-0.58	0.14	-0.47	1.00							
Ca	-0.28	0.54	-0.12	0.39	1.00						
Mg	-0.55	0.02	-0.44	0.73	0.20	1.00					
Li	0.82	0.29	0.90	-0.64	-0.33	-0.58	1.00				
Cl	-0.03	0.53	0.16	0.26	0.66	0.16	-0.03	1.00			
SO ₄	0.11	0.72	0.35	0.23	0.65	0.12	0.12	0.62	1.00		
NO ₃	-0.19	0.31	-0.02	0.41	0.57	0.24	-0.23	0.42	0.43	1.00	
F	0.73	0.16	0.81	-0.54	-0.46	-0.43	0.89	-0.15	-0.03	-0.27	1.00

Tabla 6-10: Matriz de componentes rotadas para datos de análisis químico (3. corrida)

variable	Factor 1	Factor 2
	(flujo regional)	(flujo intermedio)
Li	0.97	
Na	0.91	
Temp.	0.89	
F	0.88	
K	-0.73	
Mg	-0.67	
SO ₄		0.88
C.E.		0.82
Ca		0.81
Cl		0.80
NO ₃		0.64

Otros elementos para el factor de flujo regional son el Mg y el K pero con carga de factor negativa.

Los dos factores calculados representan 73 % de la varianza total de las variables utilizadas en el cálculo y están confirmados por el screeplot donde se representan un eigenvalor mayor de 1 (Figura 6-4).

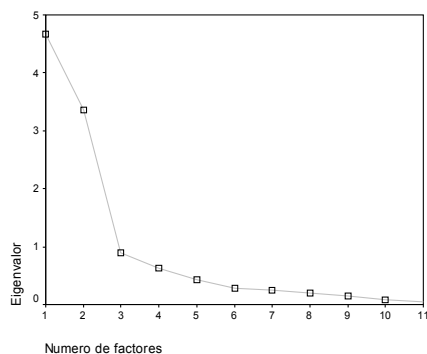


Figura 6-4: Screeplot para la determinación de la cantidad de factores de la 3. corrida

6.2.4 Análisis de cluster

Con los valores de factores como resultado del análisis de factores se realizó un análisis de cluster utilizando los valores de factores calculados. Como se mencionó en el capítulo 5.3.2 los resultados de este análisis permiten asignar los pozos a un sistema de flujo o al grupo de mezcla. Los resultados de este análisis se presentan en el Tabla 6-11.

La distribución de las muestras en los grupos presenta cantidades similares para el grupo del flujo intermedio (57 muestras) y regional (53). En el caso del grupo de mezcla de los flujos se asignó una cantidad de 21 muestras. Esta distribución indica una menor importancia del grupo de mezcla para la zona de estudio y para los procesos que resultan de una extracción intensiva del agua.

Para realizar una comparación visual se construyeron diagramas de cajas (Figura 6-5) para variables importantes en la separación de los grupos. Los diagramas de cajas presentan una buena diferenciación en los indicadores principales del flujo regional de Na, Li, F y temperatura para los grupos de flujo regional e intermedio. En los diagramas de cajas de Li, F y temperatura no existe una diferenciación significativa para los grupos de flujo intermedio y de mezcla que pueda estimar una química parecida entre estos dos grupos.

Una mayor complejidad en la determinación se presenta con los elementos K y SO_4 y en menor caso con el HCO_3 , los que muestran valores bajos en los flujos regional e intermedio, y para el grupo de mezcla valores altos. Carrillo-Rivera *et al.* (1996) sugieren que se formaron nuevos equilibrios en la interacción agua-roca o que las concentraciones de estos elementos dependen de una filtración desde el acuífero somero. La baja presencia de estos elementos en el flujo regional está controlada por procesos de adsorción o de solubilidad.

Para la baja presencia del Mg en el agua termal Carrillo-Rivera *et al.* (1996) suponen: i) procesos de adsorción por alteración de las rocas y/o ii) formación de hidroxy-silicatos a alta temperatura.

La presencia de HCO_3 para el factor del flujo regional puede ser ocasionada por la reacción de disociación del ácido carbónico (H_2CO_3) que genera iones de hidrógeno que son

intercambiados en la matriz vítrea con iones de sodio. La alta concentración de Na en el flujo regional depende de los procesos de desvitrificación cuando el flujo regional se desplaza a través de las rocas volcánicas (Cardona y Carrillo-Rivera, 2006).

Los pozos donde se indicaron valores altos de SO_4 y K se ubican al norte del área de estudio. El comportamiento de estas variables sugiere una influencia externa independiente de los sistemas de flujo establecidos en esa parte del área de estudio y donde la verificación de este fenómeno está pendiente.

Algunos datos presentan igualdad en el grupo del flujo intermedio y de mezcla que hace posible reunir estos dos grupos de calidad de agua semejante y simplificar la investigación para el siguiente proceso en el diseño de una red de monitoreo.

En la Figura 6-6 se presenta la localización de los pozos con su asignación respectiva.

Tabla 6-11: Agrupamiento de los flujos como resultado del análisis del cluster

grupo		Temp.	pH	C.E.	SDT	Alca.	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	F
intermedio	<i>promedio</i>	27.63	7.12	263.68	139.53	112.24	23.50	12.26	33.23	1.42	0.04	136.93	15.70	17.60	3.06	0.61
	<i>N</i>	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57
	<i>Desv. est.</i>	2.39	0.39	80.24	36.84	26.69	7.86	3.01	10.78	0.66	0.03	32.56	6.83	11.40	1.14	0.26
	<i>min</i>	22.4	6.26	93	58.5	43.4	7	4.7	12	0.1	0	52.95	6.67	2	1	0.18
	<i>max</i>	31.5	7.81	478	204	158.46	40	17.4	53	2.9	0.13	193.33	41.20	61	6.2	1.33
mezcla	<i>promedio</i>	28.99	7.34	417.10	200.71	137.11	36.38	14.17	53.96	1.79	0.08	167.27	29.44	57.54	4.51	0.70
	<i>N</i>	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
	<i>Desv. est.</i>	2.28	0.33	83.57	40.35	18.02	9.74	2.69	8.83	1.63	0.05	21.99	7.09	20.55	1.09	0.42
	<i>min</i>	22.6	6.55	304	146	108.94	17	8.7	38	0.2	0.01	132.91	15.89	20	1.6	0.26
	<i>max</i>	31.7	7.71	602	287	192.2	56	19.6	70.3	6.3	0.2	234.48	45.03	96.28	6	1.83
regional	<i>promedio</i>	33.45	7.04	312.25	163.83	130.36	45.94	7.54	25.88	0.43	0.20	159.04	15.58	23.45	2.61	2.47
	<i>N</i>	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53
	<i>Desv. est.</i>	2.90	0.29	60.52	27.67	12.24	8.14	2.78	5.47	0.31	0.05	14.94	3.42	6.54	0.57	0.87
	<i>min</i>	25.2	6.35	158	99	81.7	28	4.3	17	0.1	0.09	99.67	8.34	9	1.1	0.51
	<i>max</i>	39.2	7.82	479	232	155	58	15.3	46	1.4	0.27	189.1	22.24	43	4.3	4.3
Total	<i>promedio</i>	30.20	7.12	307.92	159.17	123.56	34.65	10.66	33.58	1.08	0.11	150.74	17.85	26.37	3.11	1.38
	<i>N</i>	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131
	<i>Desv. est.</i>	3.75	0.36	90.02	39.98	22.84	13.22	3.90	12.86	0.97	0.09	27.86	7.64	18.23	1.14	1.08
	<i>min</i>	22.4	6.26	93	58.5	43.4	7	4.3	12	0.1	0	52.95	6.67	2	1	0.18
	<i>max</i>	39.2	7.82	602	287	192.2	58	19.6	70.3	6.3	0.27	234.48	45.03	96.28	6.2	4.3

Concentraciones en mg/L, se reportan valores de campo para pH, temperatura (°C) y CE (µS/cm). Alcalinidad en (meq/L)

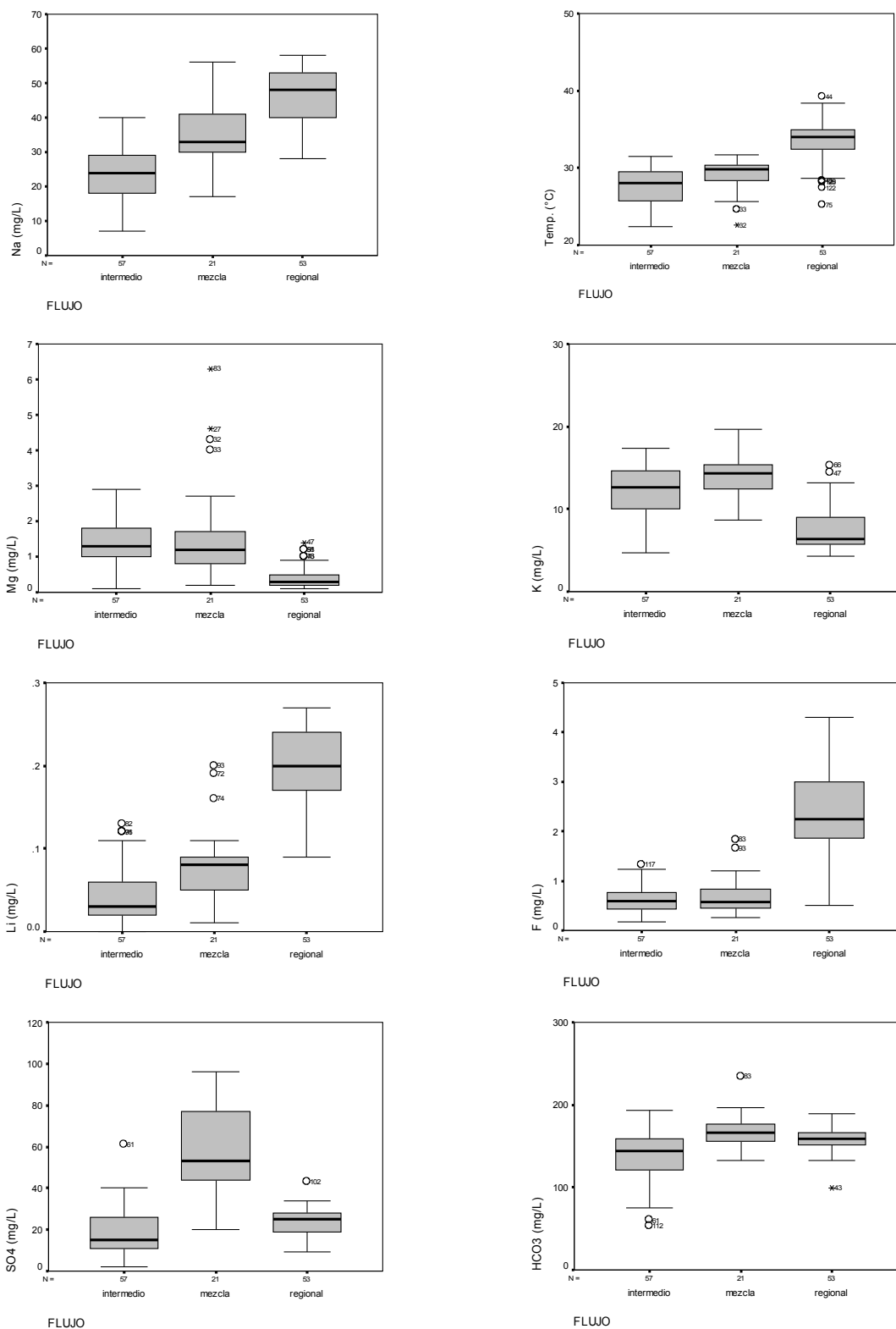


Figura 6-5: Diagramas de caja para el agrupamiento de flujos como resultado del análisis del cluster

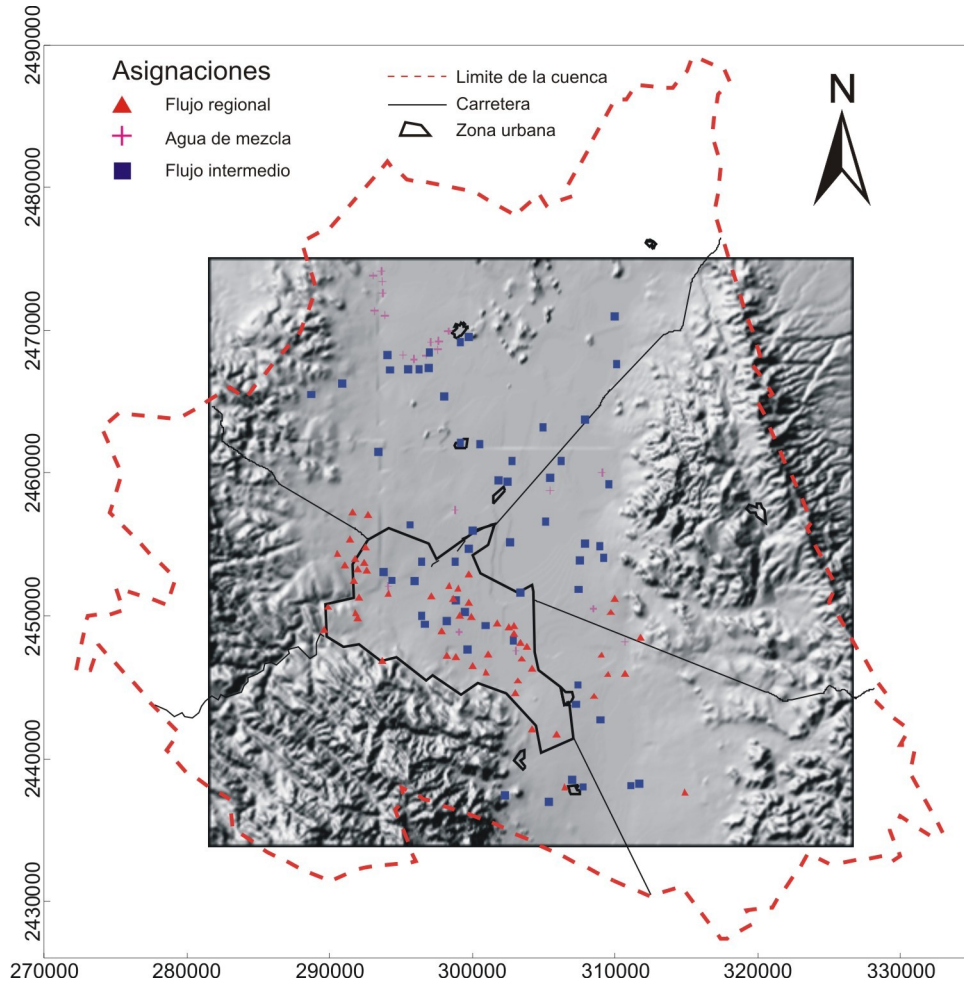


Figura 6-6: Localización de los pozos con su asignación respectiva resultando del análisis multivariado

6.3 Resultados geoestadísticas

Con los resultados del análisis multivariado se obtuvieron dos grupos; un grupo perteneciendo al flujo regional y el otro al flujo intermedio. Para la finalidad de obtener una red óptima de monitoreo, representativa para cada grupo se trabajó en lo siguiente con los pozos asignados a cada flujo, que consiste en 78 pozos para el sistema intermedio y 53 pozos para el sistema regional (Tabla 6-12 y Tabla 6-13) de los cuáles se elige los que conforman la red óptima para cada sistema.

Tabla 6-12: Pozos pertenecientes al sistema de flujo regional según el procedimiento del análisis multivariado

No	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	Ce	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
1	291618	2457253	CNA 662	30.1	7.11	142	286	130	108.94	49.15	39	12.8	19	0.4	0.1	132.91	10.59	18	2.9	2.25
2	290554	2454378	CNA 49	32.8	6.72	699	287	130	121.60	63.73	53	5.7	25	0.3	0.23	148.35	22.24	25	3.9	3.7
3	291776	2454026	CNA 48	32	7.29	729	316	137	133.00	69.15	54	5.3	27	0.4	0.26	162.26	21.70	26	3.1	3.5
4	292602	2453243	CNA 45	34.3	6.78	197	306	132	133.00	66.23	54	5.1	26	0.3	0.27	162.26	21.15	27	2.6	3.7
5	291030	2453541	CNA 50	33.9	6.35	182	333	144	134.90	69.15	57	5.7	27	0.4	0.26	164.58	22.24	29	3	3.7
6	292061	2451343	CNA 4	28.4	7.15	174	223	99	81.70	51.61	32	10.6	19	1	0.12	99.67	17.36	27	2.3	1.92
7	289873	2450634	CNA 5	39.2	6.5	130	326	138	135.20	68.73	57	5.3	27	0.3	0.27	164.94	14.34	30	2.8	3.9
8	294099	2451593	CNA 1A	38.1	6.86	174	323	133	142.50	65.82	57	5.1	26	0.2	0.27	173.85	22.24	29	2.5	4.1
9	298347	2452122	CNA 114	34.9	7.32	172	285	118	135.20	70.76	39	14.4	26	1.4	0.14	164.94	14.34	19	3.7	2.06
10	298975	2451930	CNA 68	34.8	7.82	236	258	108	124.80	55.41	45	4.6	22	0.1	0.19	152.26	14.34	16	1.7	2.2
11	291817	2450208	CNA 8	33.7	7.54	288	325	132	131.10	67.88	55	7.6	26	0.7	0.26	159.94	21.70	30	3.4	2.8
12	291984	2449898	CNA 9	32.4	6.7	132	340	134	135.20	71.20	54	9.5	27	0.9	0.25	164.94	14.34	29	4.3	4.3
13	291673	2452521	CNA 870	30.6	6.72	153	287	116	115.90	64.94	44	8.6	24	1.2	0.17	141.40	20.61	28	3	2.8
14	292480	2454845	CNA 129	32.1	6.83	141	337	180	148.80	69.98	51	5.8	27.5	0.3	0.26	181.54	10.84	25	2.3	3.07
15	299767	2450988	CNA 117	34.3	6.93	129	271	153	124.00	57.07	42	6	22.5	0.2	0.19	151.28	13.34	14	2	2.4
16	298650	2451204	CNA 115	36.8	7.05	142	337	176	142.60	64.16	58	5.1	25.5	0.1	0.24	173.97	15.01	25	2.1	2.82
17	297814	2448952	CNA 16	34	6.85	98	393	210	148.80	90.81	52	7.2	35.5	0.5	0.19	181.54	20.85	34	2.9	2.05
18	299122	2450065	CNA 65	32.5	6.92	182	296	160	111.60	64.56	37	9.6	25	0.5	0.15	136.15	15.01	19	4.2	1.85
19	299895	2449918	CNA 64	36.9	7.14	154	326	161	130.20	63.32	44	5.3	25	0.2	0.21	158.84	14.18	18	2.2	2.25
20	298830	2447141	CNA 23	33.9	6.96	125	404	202	136.40	57.22	54	13.2	21.9	0.6	0.24	166.41	21.68	34	2.4	3.12
21	298179	2447250	CNA 24	34.7	7.09	145	406	190	136.40	51.90	52	15.3	20.1	0.4	0.26	166.41	15.01	30	2.3	3
22	300029	2446555	CNA 19	36.5	7.03	150	393	190	136.40	58.32	54	7.3	23	0.2	0.26	166.41	15.01	28	2.9	3.1
23	300963	2446062	xx3	35	7.12	139	403	188	136.40	48.07	53	12	18.9	0.2	0.25	166.41	15.84	30	2.5	2.95
24	301115	2447321	CNA 76	36.2	7.31	156	434	170	142.60	64.57	51	6.5	25.5	0.2	0.24	173.97	15.84	29	2.7	3.22
25	309973	2451231	CNA 295	28.7	7.09	115	383	169	136.40	93.32	29	7	37	0.2	0.1	166.41	15.01	17	3	0.51
26	309031	2447290	x14	25.2	7.81	119	353	174	130.20	57.31	41	11.9	22.1	0.5	0.14	158.84	14.18	20	2.6	2.67
27	309476	2445924	CNA 880	32.9	7.21	123	422	199	136.40	75.11	43	12.6	28.4	1	0.11	166.41	15.01	25	3	2.01
28	289613	2449047	CNA 861	38.4	6.94	103	479	201	142.60	55.54	55	9.9	20.9	0.8	0.23	173.97	17.51	28	2.3	3.9
29	299749	2452914	CNA 112	37.4	7.34	134	158	154	117.80	63.16	39	4.3	25.1	0.1	0.18	143.72	12.51	9	1.8	1.67

No	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	Ce	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
30	297089	2451388	CNA 53	35.9	6.78	39	306	184	117.80	51.41	50	5.2	20.4	0.1	0.25	143.72	18.34	24	2.2	2.18
31	302921	2449294	CNA 83	34.9	6.98	92	252	163	130.20	63.66	40	5.1	25.3	0.1	0.17	158.84	15.01	14	2.2	1.81
32	303793	2447878	CNA 88	33.2	6.9	96	287	189	117.80	51.81	46	7	19.9	0.5	0.18	143.72	18.34	23	3	1.9
33	302577	2449262	CNA 084	34.2	7.01	127	259	164	124.00	63.32	41	6.4	25	0.2	0.18	151.28	13.34	12	2.6	1.6
34	303441	2447012	CNA 89	34.7	7.05	115	288	164	130.20	56.23	47	5.7	22	0.3	0.21	158.84	8.34	22	2.8	2.15
35	304173	2446369	CNA 337	35.6	6.96	82	286	165	130.20	53.73	48	5.8	21	0.3	0.22	158.84	11.67	20	2.7	2.16
36	306479	2437988	CNA 872	33.9	6.98	131	222	133	111.60	42.91	38	6.7	17	0.1	0.18	136.15	11.67	12	2.1	1.76
37	305869	2441691	CNA 434	30.8	6.84	108	251	151	124.00	82.06	33	7.8	32	0.5	0.15	151.28	15.84	19	2.3	1.87
38	304153	2442069	CNA 436	33.2	6.83	105	312	193	142.60	64.94	48	11.9	24	1.2	0.2	173.97	15.84	23	2.3	2.05
39	303164	2445478	CNA 80	34.1	6.95	134	309	192	155.00	78.73	52	6.4	31	0.3	0.22	189.10	19.18	26	2.8	2.18
40	314898	2437631	x15	35.2	7.32	117	411	232	130.20	116.23	54	6	46	0.3	0.19	158.84	16.68	43	2.6	1.48
41	291976	2453316	CNA-46	34	6.72	142	291	186	130.20	58.32	50	6.2	23	0.2	0.24	158.84	15.01	28	2.4	2.8
42	292420	2453776	CNA 47	34.7	6.78	114	312	185	130.20	62.06	48	5.8	24	0.5	0.24	158.84	15.01	25	2.3	2.95
43	301737	2449464	CNA 62	30.6	7.25	127	243	156	124.00	80.38	28	9	31	0.7	0.09	151.28	14.18	15	2.2	1.36
44	303349	2448160	CNA 87	34.6	7.02	-	280	154	130.20	56.23	41	5.5	22	0.3	0.19	158.84	12.51	14	1.1	1.87
45	302927	2448751	CNA 85	34.2	7.12	-	263	156	124.00	56.65	40	6.1	22	0.4	0.17	151.28	11.67	15	2.5	1.6
46	291417	2455422	CNA 881	33.3	6.74	230	280	183	130.20	64.56	48	5.2	25	0.5	0.22	158.84	12.51	25	2.8	2.97
47	292689	2457092	CNA 934	35.8	6.89	212	317	183	142.60	67.47	54	6.5	26	0.6	0.18	173.97	10.01	24	2.6	2.15
48	293699	2446869	CNA 866	32.5	6.91	199	282	174	136.40	73.32	49	5.9	29	0.2	0.22	166.41	12.51	25	2.1	3.95
49	310716	2446000	CNA 319	27.4	7.36	252	259	169	136.40	75.38	37	10.4	29	0.7	0.09	166.41	15.01	20	2.6	2.65
50	308522	2444396	x12	28.2	7.22	232	266	172	148.80	102.06	34	5.5	40	0.5	0.1	181.54	14.18	25	2.3	1.13
51	303011	2444588	CNA 79	33.6	6.99	237	319	187	111.60	65.82	48	6.6	26	0.2	0.24	136.15	15.01	27	2.5	2.5
52	311776	2448535	CNA 724	29.4	7.5	183	298	167	130.20	88.32	33	6	35	0.2	0.13	158.84	15.01	26	2.5	0.71
53	309681	2450269	CNA 299	28.3	7.51	222	266	153	130.20	77.91	33	7.7	31	0.1	0.14	158.84	15.01	18	2.3	1.4

Todas las concentraciones en mg/l, pH, Eh = potencial de reducción (mV), temperatura (temp. °C), y CE = Conductividad eléctrica (µS/cm) fueron medidos en campo. STD= sólidos totales disueltos. Alca = alcalinidad (en meq/L).

Tabla 6-13: Pozos pertenecientes al sistema de flujo intermedio según el procedimiento del análisis multivariado

No	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	Ce	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
1	296949	2467352	CNA 389	28.1	7.6	132	310	156	136.18	107.02	36	15.5	41	1.1	0.05	166.14	18.83	25	4.2	0.78
2	295888	2467977	CNA 392	29.7	7.7	72	353	172	127.40	139.11	30	14.3	54	1	0.05	155.42	25.89	40	5.9	0.51
3	294034	2468289	CNA 398	30	7.5	121	323	160	118.61	136.20	30	9.2	53	0.9	0.04	144.71	26.48	31	4.6	0.32
4	295122	2468275	CNA 397	28.5	7.6	106	397	187	114.22	161.99	28	15.1	62	1.7	0.05	139.35	32.96	53	4.8	0.41
5	295482	2467275	CNA 391	27.9	7.7	118	274	152	123.00	123.26	23	14	47	1.4	0.03	150.06	25.31	30	3.4	0.38
6	296753	2468223	CNA 393	28.1	7.6	195	339	170	123.00	132.44	28	16.2	51	1.2	0.05	150.06	28.25	34	5.5	0.51
7	299143	2469182	CNA 379	26.7	7.6	157	327	156	144.97	117.88	30	11.4	46	0.7	0.11	176.86	19.42	23	2.9	0.52
8	299741	2469556	CNA 914	27.3	7.8	167	261	128	131.79	96.65	28	9.5	38	0.4	0.09	160.78	12.95	15	5	0.65
9	298321	2469956	CNA 381	27.8	7.6	138	352	164	131.79	125.38	33	12.1	49	0.7	0.08	160.78	22.36	45	6	0.83
10	297563	2468659	CNA 383	30.3	7.6	174	333	161	127.40	124.11	31	12.8	48	1	0.06	155.42	22.95	42	5.2	0.68
11	297072	2469189	CNA 385	30.1	7.5	212	347	179	123.00	139.52	30	14.3	54	1.1	0.07	150.06	34.13	44	4.6	0.57
12	296969	2468460	CNA 384	30	7.5	152	349	162	127.40	124.11	29	14	48	1	0.07	155.42	23.54	38	3.6	0.45

No	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	ph	Eh	Ce	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
13	297638	2469236	CNA 382	29.8	7.5	150	413	192	144.97	155.35	33	12.7	60	1.3	0.09	176.86	35.90	54	2.7	0.62
14	296254	2467288	CNA 390	29.3	7.6	218	335	160	123.00	124.52	27	14.2	48	1.1	0.05	150.06	24.72	40	3.6	0.45
15	294246	2467218	xx1	27.3	7.7	136	290	180	123.00	107.47	26	8.3	42	0.6	0.04	150.06	18.83	26	4	0.45
16	293873	2471045	CNA 370	30.1	7.7	157	427	190	123.00	165.35	31	14	64	1.3	0.06	150.06	32.37	80	4.4	0.45
17	293703	2472613	CNA 373	30.3	7.5	216	400	198	127.40	149.94	40	15.1	58	1.2	0.08	155.42	30.60	77	4.5	0.26
18	293027	2473848	CNA 376	31.2	7.4	125	446	200	144.97	146.20	41	14.5	57	0.9	0.08	176.86	30.01	78	5.1	0.45
19	293616	2474154	CNA 375	31.7	7.5	137	416	202	136.18	148.29	40	12.2	58	0.8	0.08	166.14	28.84	61	4.8	0.49
20	293689	2473412	CNA 374	30.5	7.5	156	437	204	140.58	150.79	41	12.4	59	0.8	0.11	171.50	31.78	71	5.1	0.38
21	293124	2471371	CNA 371	28.4	7.6	97	435	202	131.79	160.76	37	13.6	62	1.4	0.09	160.78	27.66	83.75	5.2	0.35
22	288728	2465524	CNA 402	30.7	7.3	172	234	105	114.22	90.76	21	10.9	34	1.4	0.02	139.35	12.95	12	3.3	0.65
23	298003	2465404	CNA 388	24.5	7.4	165	287	130	140.58	131.99	20	16.8	50	1.7	0.02	171.50	14.71	17	3.5	0.62
24	299152	2462113	CNA 416	27	7.3	54	285	129	149.36	114.52	28	12.6	44	1.1	0.04	182.22	12.36	18	3	0.86
25	304962	2463236	CNA 405	22.9	6.9	259	161	77.9	65.90	59.49	7	14.5	21	1.7	0.01	80.39	10.59	5	2.8	0.46
26	310113	2467633	CNA 696	28.6	7.6	129	281	127	123.00	127.44	23	8.6	49	1.2	0.03	150.06	41.20	16	2.7	0.89
27	298788	2457408	CNA 430	25.6	6.8	172	304	146	136.18	123.92	26	18.3	42	4.6	0.01	166.14	15.89	47	5.7	0.62
28	293399	2461478	CNA 666	31.5	7.2	22.1	270	124	118.61	104.56	28	11.5	41	0.5	0.02	144.71	16.48	21	6.2	0.57
29	309978	2471010	CNA 822	30.5	7.5	155	273	122	118.85	77.88	32	11.2	30	0.7	0.03	144.99	15.30	13	3.6	0.97
30	295621	2456388	CNA 137	24.9	7.2	179	332	150	158.46	134.02	26	15	49	2.8	0.04	193.33	10.59	11	5.2	0.51
31	309087	2460059	CNA 248	22.6	6.6	154	402	190	108.94	115.19	32	15.4	39	4.3	0.01	132.91	41.20	35	3.9	0.57
32	305460	2458781	CNA 229	24.6	7.2	79	330	150	138.66	146.45	17	17.1	52	4	0.01	169.16	36.49	20	4.1	0.36
33	307892	2463747	CNA 403	25.7	7.7	218	198	96.9	89.14	85.35	12	13.1	32	1.3	0.01	108.75	10.59	7	3.6	0.41
34	300508	2462032	CNA 415	22.5	7.5	210	248	110	118.85	115.28	13	11.6	42	2.5	0	144.99	10.59	5	3.1	0.34
35	306210	2460860	xx9	25.7	6.7	188	209	95.1	99.04	64.46	17	14.9	22	2.3	0.01	120.83	10.59	11	3.7	0.25
36	302788	2460868	CNA 412	22.4	6.8	167	478	77.3	79.23	48.23	12	13.7	16	2	0.01	96.66	7.06	6	2.5	0.18
37	293775	2453105	CNA 43	28.5	6.9	183	244	105	95.00	71.14	25	17.4	25	2.1	0.07	115.90	21.70	21	4.5	0.82
38	298798	2453778	CNA 103	29.1	7	162	184	80.8	74.10	62.37	16	13.6	21	2.4	0.03	90.40	19.53	13	2.6	0.73
39	309552	2459211	CNA 249	26.7	7.2	64	265	160	80.60	68.42	28	10.8	24.9	1.5	0.02	98.33	12.51	17	4.1	0.67
40	305452	2459663	xx6	23.7	6.6	126	174	102	93.00	60.33	22	12.5	21.5	1.6	0.01	113.46	12.51	6	4.3	0.35
41	305133	2456616	xx5	24.7	7.6	77	189	109	105.40	80.29	9	12.1	30.8	0.8	0.02	128.59	6.67	4	1	0.22
42	307527	2453914	x11	25.7	7.2	117	323	185	155.00	112.08	24	13.9	42.2	1.6	0.02	189.10	11.67	15	2.9	0.4
43	298198	2449617	CNA 56	29	7.1	141	302	180	130.20	106.14	24	16.8	39	2.1	0.03	158.84	19.18	28	2.6	0.75
44	296436	2450027	CNA 14	23.5	6.4	362	216	116	49.60	66.93	18	12.6	22	2.9	0.01	60.51	13.34	61	1	0.55
45	299068	2448880	CNA 81	31.1	7.2	144	573	225	142.60	166.86	38	17.7	62.3	2.7	0.08	173.97	23.35	91.3	3.2	1.11
46	299673	2447674	CNA 22	30.8	7.2	190	421	198	142.60	97.19	34	14.8	36.9	1.2	0.04	173.97	19.18	32	1.6	0.92
47	307440	2451864	CNA 304	30.2	7.1	137	413	200	148.80	97.40	40	10	38.3	0.4	0.12	181.54	19.18	29	4.4	1.14
48	308480	2450489	CNA 307	29.3	7.3	131	571	270	161.20	134.82	51	10.6	53.6	0.2	0.19	196.66	45.03	50	1.6	1.21
49	310705	2448198	CNA 317	28.5	6.9	130	602	287	148.80	176.57	47	8.7	70.3	0.2	0.16	181.54	28.35	96.28	4.3	0.87
50	311707	2438266	CNA 342	28.2	7.1	144	375	190	136.40	116.20	33	5.7	45	0.9	0.07	166.41	18.34	30	3.1	0.94
51	311106	2438109	CNA 348	29.5	7.2	90	409	180	124.00	100.77	27	8.1	38.5	1.1	0.02	151.28	16.68	33	2.6	0.67
52	296690	2449407	CNA 13	29	7	149	411	203	117.80	95.86	32	14.4	33.9	2.7	0.06	143.72	27.52	30	3.2	0.62
53	302650	2455184	CNA 90	29.3	7.3	159	306	134	111.60	49.16	32	4.7	19.5	0.1	0.13	136.15	9.17	11	1.9	0.64
54	294080	2452068	CNA 37	30.3	6.9	141	500	282	192.20	125.91	54	19.6	40	6.3	0.11	234.48	17.51	56	3.4	1.83
55	294368	2452498	CNA 40	29.2	6.3	-39	195	124	99.20	51.43	27.58	15.9	17.61	1.8	0.02	121.02	12.51	15	3	0.47
56	295952	2452473	CNA 261	28.9	6.6	71	192	142	111.60	48.33	33.14	14.2	16.7	1.6	0.06	136.15	11.67	16	2.1	0.97

No	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp	pH	Eh	Ce	SDT	Alca	Dureza	Na	K	Ca	Mg	Li	HCO3	Cl	SO4	NO3	F
57	299441	2450243	CNA 869	29.1	6.9	47	324	196	124.00	86.08	34	15.4	31.8	1.6	0.1	151.28	20.01	26	5.4	0.49
58	303047	2447540	CNA 475	30.3	7	115	382	244	155.00	98.29	56	10.8	38	0.8	0.2	189.10	26.68	50	4.8	1.66
59	307009	2438523	CNA 338	27.2	6.9	141	158	111	99.20	79.94	12	9.8	30	1.2	0.04	121.02	12.51	6	2.2	0.68
60	305345	2437001	x10	29.8	6.9	162	197	118	105.40	64.94	26	9.7	24	1.2	0.12	128.59	10.84	10	2	1.23
61	307762	2438003	CNA 340	29.9	6.4	147	153	143	68.20	60.78	29.81	11.7	21.68	1.6	0.03	83.20	28.35	24	2.9	0.44
62	302300	2437439	xx4	31.3	6.6	138	153	84	80.60	50.38	23	5.6	19	0.7	0.06	98.33	8.34	7	1.5	0.59
63	300903	2449331	CNA 063	29.6	7.2	156	253	175	124.00	93.26	23	16	35	1.4	0.06	151.28	13.34	14	2.2	1.02
64	302874	2448279	CNA 86	28.3	7.3	-	349	204	130.20	102.40	35	15.9	38	1.8	0.08	158.84	25.85	29	4	0.67
65	290865	2466297	CNA 401	31	6.9	235	256	156	117.80	92.02	24	8.4	35	1.1	0.01	143.72	12.51	16	4.4	0.79
66	302489	2459381	CNA 408	24.9	6.3	218	158	99.1	43.40	55.28	9	12.7	18	2.5	0.01	52.95	9.17	32	2.5	0.38
67	301836	2459500	CNA 407	26.4	6.9	213	266	163	142.60	95.79	29	7.6	37	0.8	0.07	173.97	11.67	11	3.1	0.71
68	296440	2453824	CNA 91	28.1	6.7	224	242	145	111.60	75.69	20	14.4	26	2.6	0.03	136.15	9.17	12	3	0.77
69	298823	2451110	CNA-116	31.1	6.7	177	226	138	99.20	61.55	23	14.6	21	2.2	0.05	121.02	11.67	12	2.7	1.33
70	300002	2455968	CNA 108	27.2	7	60	125	79.5	62.00	34.94	11	8.5	12	1.2	0.01	75.64	7.50	2	1.1	0.49
71	299735	2454724	CNA 109	25.6	6.4	187	93	58.5	62.00	43.29	11	8.7	16	0.8	0.01	75.64	10.01	2	1.2	0.32
72	303368	2451633	CNA 887	26.6	7.5	219	175	111	105.40	84.52	15	12.1	32	1.1	0.02	128.59	13.34	2	1.6	0.41
73	308939	2454914	CNA 273	26.4	7.2	219	234	149	124.00	104.11	16	12.5	40	1	0	151.28	11.67	10	2.6	0.59
74	307403	2445148	CNA 330	25.6	7.6	198	278	174	117.80	104.49	27	14.6	39	1.7	0.05	143.72	13.34	12	3.9	0.96
75	307251	2443817	CNA 332	26.4	7.1	269	226	141	105.40	83.26	21	14.6	31	1.4	0.04	128.59	10.84	9	1.9	0.73
76	308973	2442716	x13	25.1	7.2	158	294	173	142.60	102.85	26	14.6	39	1.3	0.02	173.97	15.01	11	1.8	0.46
77	309188	2454076	CNA 274	29.9	7.2	194	238	150	124.00	93.29	18	10.7	36	0.8	0.04	151.28	13.34	13	2	0.23
78	307911	2455050	CNA 272	26	7.2	193	288	178	130.20	125.73	14	13	47	2	0.01	158.84	31.69	12	2.9	0.19

Todas las concentraciones en mg/l, pH, Eh = potencial de reducción (mV), temperatura (temp. °C), y CE = Conductividad eléctrica (µS/cm) fueron medidos en campo. STD= sólidos totales disueltos. Alca = alcalinidad (en meq/L).

Como se describió anteriormente (capítulo 5.1) se necesita para el cálculo de la red óptima de monitoreo una matriz de covarianza como una estimación inicial para el filtro de Kalman. Esta matriz se obtiene por el análisis geoestadístico de las variables, las cuales son representativas para la definición y diseño de la red. Se consideran más apropiados para la red los elementos que se cargaron al factor de flujo regional y se seleccionó el Na, el F, la temperatura y el Li como más representativos para el flujo regional. Pero también para la red del sistema de flujo intermedio se utilizaron estos elementos porque permiten una comparación entre los flujos existentes y también de las redes construidas. Así se pueden detectar rápidamente un cambio en la observación (como una disminución de la calidad de agua) en el monitoreo de estos elementos y tomar medidas de control para mantener el abastecimiento de la población con agua potable. Además es posible controlar estos elementos en el flujo intermedio si se establece un sistema regional de flujo en estos pozos y tomar mediciones como recalcular la red y quitar este pozo de la red de flujo intermedio.

Como estos sistemas de los flujos de agua subterránea presenta por la extracción una dinámica con cambios temporales a corto o largo plazo en la concentración de los elementos siempre es necesaria una verificación en la construcción de red con una posible adaptación de los pozos incluidos. Es de anotar solamente estos 4 elementos en conjunto se consideran para calificar la calidad de agua de los sistemas del agua subterránea en la zona de estudio y ayudan en la detección de estos sistemas.

Una investigación adicional en este trabajo para el diseño de red de monitoreo incluye el procedimiento no solo para los elementos seleccionado para el monitoreo sino también para los valores de la carga de los factores que prácticamente incluyen toda la información de los elementos que cargaron cada factor. El procedimiento es el mismo pero en vez de considerar los 4 parámetros para un red de monitoreo se calcula solo con 1 parámetro. Solamente se consideran los valores del flujo correspondiente que cargan a los pozos seleccionados.

En los trabajos de Carrillo-Rivera *et al.* (1996) y Landin Rodríguez (2006) se detectaron elementos como el boro y el arsénico que también son representativos del flujo regional pero no fue posible incluirlos en el diseño de la red por la falta de información disponible.

En el primer paso, según la metodología (ver capítulo 5.4), se caracterizaron los datos estadísticamente para conocer los estadígrafos y evaluar la prueba de normalidad. Para este análisis se utilizó el programa estadístico SPSS. Además se analizó la distribución espacial de los elementos como herramienta indispensable para un análisis estructural de los datos. La visualización del análisis de la distribución espacial se llevó a cabo por la rutina LOCMAP del paquete GSLIB (Deutsch y Journal, 1998).

6.3.1 Análisis estadístico del sistema regional

Como un primer índice de una distribución normal es la existencia de una semejanza en los datos de media, mediana y moda. El valor de sesgo tiene que ser pequeño. Los datos de estos parámetros (Tabla 6-14) presentan para el sesgo valores bajos negativos en la temperatura, Na y Li y para el F un valor positivo pequeño. Los valores de las tendencias centrales tienen una cierta semejanza.

En la evaluación de la prueba de significancia de Kolmogorov-Smirnov se presenta valores cerca de 0.03 que contradice de un rechazo total de una distribución normal (Tabla 6-15). Los valores de la significancia se encuentran en un rango de 0 hasta 0.2. Un valor de 0 o cerca significa un rechazo de una distribución normal mientras un valor mayor de 0 permite la aceptación de una distribución normal. Entonces esta evaluación estadística permite la utilización de estos valores para el análisis geoestadístico. Los histogramas con las curvas de la distribución normal fundamentan esta conclusión (Figura 6-7).

Tabla 6-14: Estadígrafos de los parámetros del sistema de flujo regional

	Temp.	Na	Li	F
Número total	53	53	53	53
Minimum	25.20	28.00	0.090	0.51
1. Quartil	32.25	39.50	0.160	1.87
Mediana	34.00	48.00	0.200	2.25
3. Quartil	34.95	53.50	0.240	3.04
Maximum	39.20	58.00	0.270	4.30
Rango	14.00	30.00	0.180	3.79
Promedio	33.45	45.94	0.197	2.47
Moda	33.90	54.00	0.240	2.80
Desv. estándar	2.90	8.14	0.054	0.87
Varianza	8.43	66.32	0.003	0.76
Sesgo	-0.67	-0.47	-0.476	0.17

Las medidas de la tendencia central de cada parámetro son en mg/L

Tabla 6-15: Prueba de normalidad para los parámetros del sistema de flujo regional

	Grado de significancia
Temp.	0.032
Na	0.030
Li	0.032
F	0.034

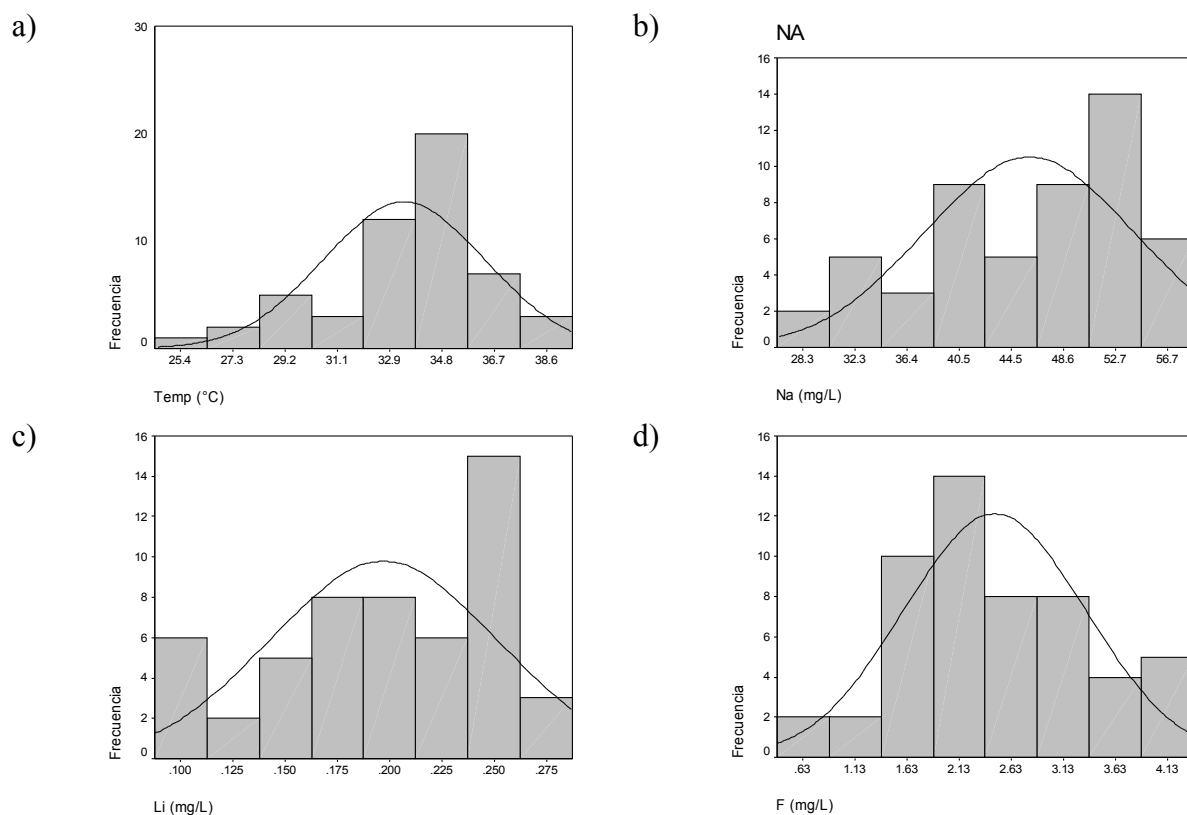


Figura 6-7: Histogramas con la curvas de la distribución normal para los parámetros a) temperatura, b) Na, c) Li y d) F del sistema de flujo regional

En la revisión de la distribución espacial de las concentraciones de los parámetros del sistema de flujo regional se puede observar una tendencia en el aumento en las concentraciones de todos los elementos bajo investigación en este estudio del este al oeste (Figura 6-8). Esta tendencia puede afectar el análisis estructural en el cálculo de las semivariogramas y puede dificultar la evaluación. Por los demás se observa una homogeneidad relativa a la distribución espacial de los datos.

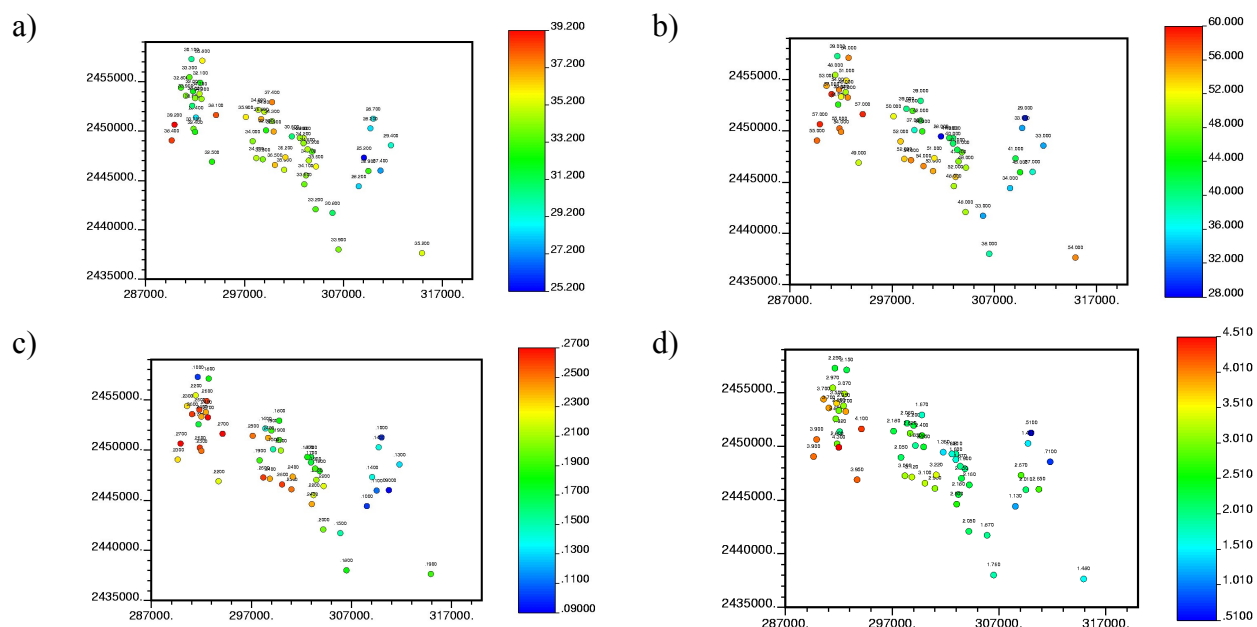


Figura 6-8: Distribución espacial de los parámetros del sistema de flujo regional para los parámetros a) temperatura, b) Na, c) Li y d) F

6.3.2 Análisis estadístico del sistema intermedio

El análisis estadístico de los elementos químicos para el sistema de flujo intermedio presenta en los principales parámetros de tendencias centrales una cierta semejanza en los elementos de temperatura, Na y F (Tabla 6-16). La moda de Li presenta un valor muy distante a los valores de media y mediana. En la Figura 6-9, los histogramas presentan para el Li y el F una asimetría fuerte en la comparación con las curvas de distribución normal. En la prueba de la normalidad según Kolmogorov-Smirnov (Tabla 6-17) se presenta para el Li y el F una significancia muy baja para que se opte hacer una transformación logarítmica para ver si mejoró la simetría. Para el elemento de F se quitaron además 6 valores que se encuentran fuera del rango. Se determinó una distribución normal para el elemento Na y en menor grado para la temperatura.

Tabla 6-16: Estadígrafos de los parámetros del sistema de flujo intermedio

	Temp.	Na	Li	F
Número total	78	78	78	78
Minimum	22.40	7.00	0.00	0.18
1. Quartil	26.30	20.75	0.020	0.43
Mediana	28.50	27.29	0.040	0.58
3. Quartil	30.00	32.25	0.072	0.78

	Temp.	Na	Li	F
Maximum	31.70	56.00	0.200	1.83
Rango	9.30	49.00	0.200	1.65
Promedio	28.00	26.97	0.052	0.638
Moda	30.30	28.00	0.010	0.450
Desv. estándar	2.42	10.13	0.042	0.313
Varianza	5.87	102.65	0.002	0.098
Sesgo	-0.60	0.41	1.371	1.399

Las medidas de la tendencia central de cada parámetro son en mg/L

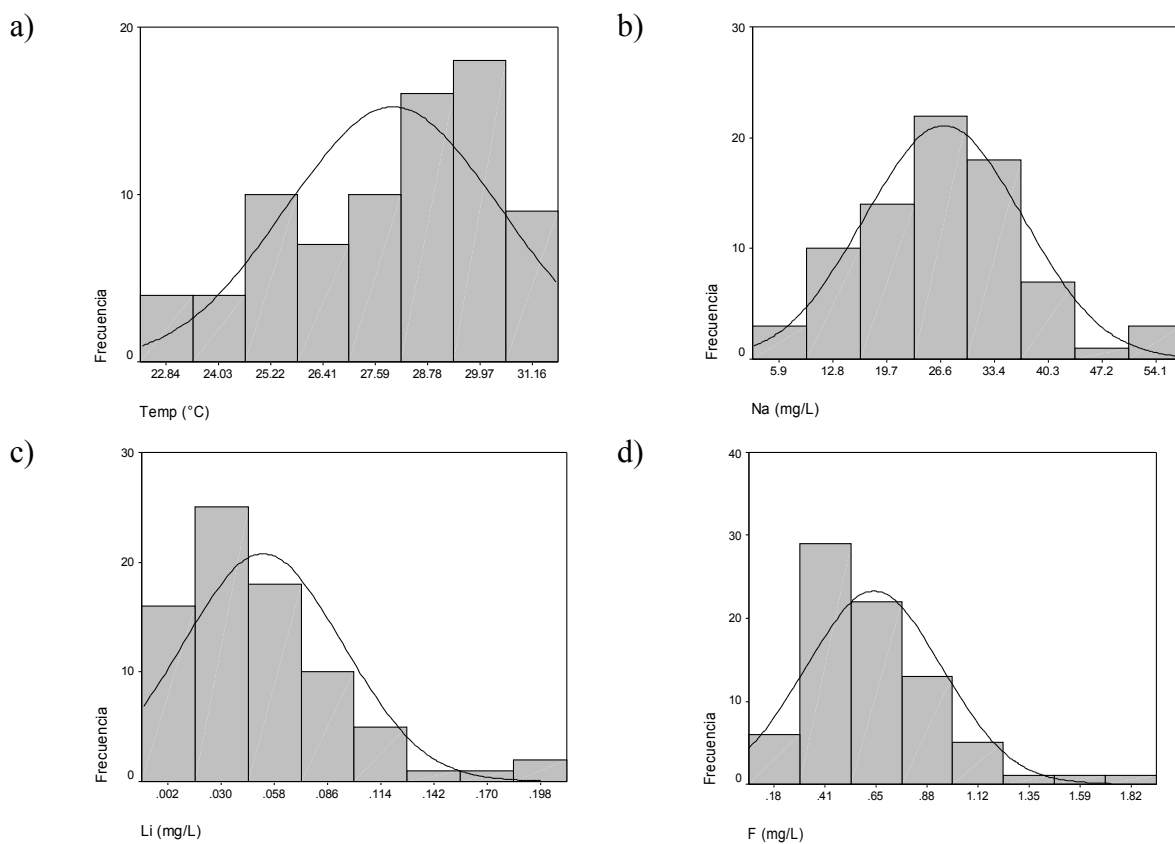


Figura 6-9: Histogramas con las curvas de la distribución normal para los parámetros a) temperatura, b) Na, c) Li y d) F del sistema de flujo intermedio

Tabla 6-17: Prueba de normalidad para los parámetros del sistema de flujo intermedio

	Grado de Significancia
Temp.	0.022
Na	0.200
Li	0.001
F	0.004

Para el elemento de F se observó (Tabla 6-18, Tabla 6-19 y Figura 6-10) que al quitar los valores atípicos mejoró la simetría en la distribución. Para el Li no mejoró mucho la simetría y distribución de los datos por lo que se optó por utilizar para el siguiente procedimiento los datos originales quitando solo los 2 datos atípicos espaciales (en rojo) (ver Figura 6-11c) mientras para el F se calcula con los datos transformados.

Tabla 6-18: Estadígrafos de los parámetros F y Li del sistema de flujo intermedio

	lgF	Lg Li	Li sin 2 datos atípicos
Número total	72	76	76
Minimum	-0.600	-2.00	0.00
1. Cuartil	-0.347	-1.70	0.02
Mediana	-0.229	-1.40	0.04
3. Cuartil	-0.109	-1.11	0.07
Maximum	0.120	-0.70	0.16
Rango	0.730	1.30	0.16
Promedio	-0.231	-1.42	0.05
Moda	-0.350	-2.00	0.01
Desv. estándar	0.166	0.37	0.04
Varianza	0.028	0.14	0.001
Sesgo	0.048	-0.23	0.83

Tabla 6-19: Prueba de normalidad para los parámetros lgF, lgLi y Li sin datos atípicos del sistema de flujo intermedio

	Grado de significancia
Lg F sin 6 datos atípicos	0.200
Lg Li sin 2 datos atípicos	0.004
Li sin 2 datos atípicos	0.004

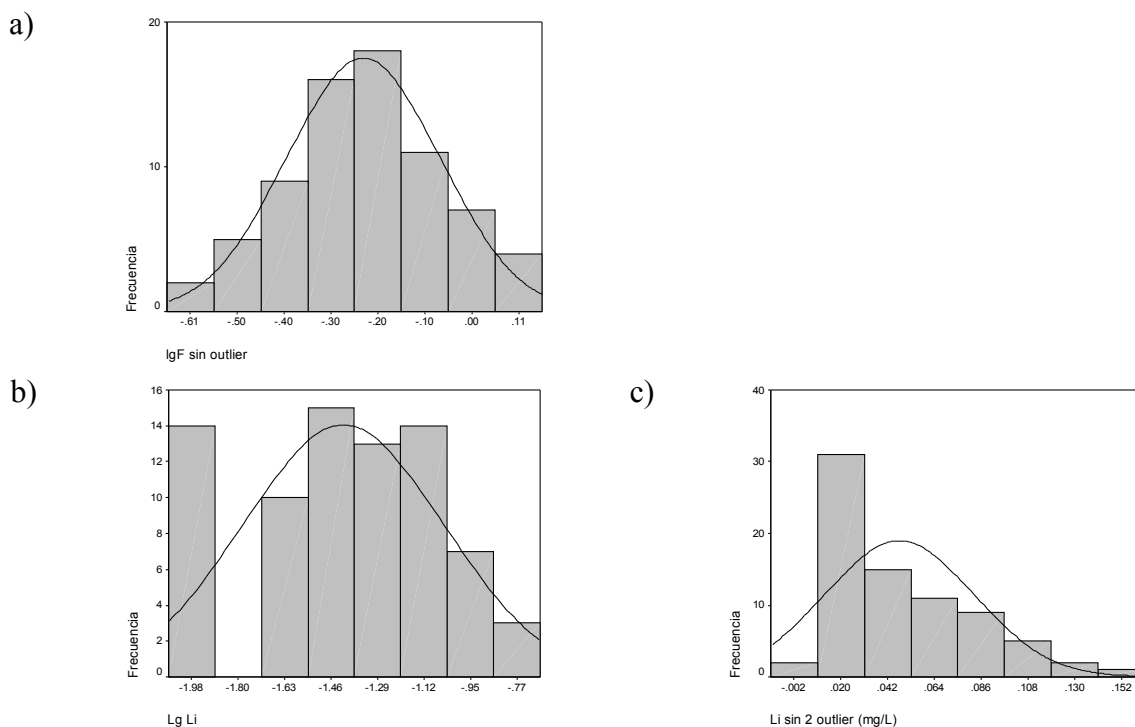


Figura 6-10: Histogramas con las curvas de la distribución normal para los parámetros a) IgF sin datos atípicos, b) lgLi sin datos atípicos y c) Li sin datos atípicos del sistema de flujo intermedio

En la Figura 6-11 se presenta las distribuciones espaciales de los elementos químicos incluidos en la investigación para el sistema de flujo intermedio. En la distribución espacial de fluoruro se observan dos valores altos (en rojo) que se pueden clasificar como datos atípicos espaciales. Como también estos valores se presentaron como datos atípicos distribucionales ya estaban eliminados anteriormente (ver arriba) resultando a una distribución más homogénea como se presenta en la Figura 6-11e (con la transformación logarítmica). En el caso de litio (Figura 6-11g), la distribución espacial de la concentración del elemento es más homogénea sin la transformación logarítmica. Entonces se favorece el uso de los valores quitando solo los dos valores en rojos (como mencionado arriba) sin transformación para el análisis estructural. El sodio presenta una distribución homogénea de las concentraciones mientras la temperatura una distribución heterogénea que puede afectar el análisis estructural.

En la parte norte de la zona de estudio se observa una concentración de los datos pero no afectó ningún análisis hasta este momento para que no sea necesario un ajuste como un “declustering”.

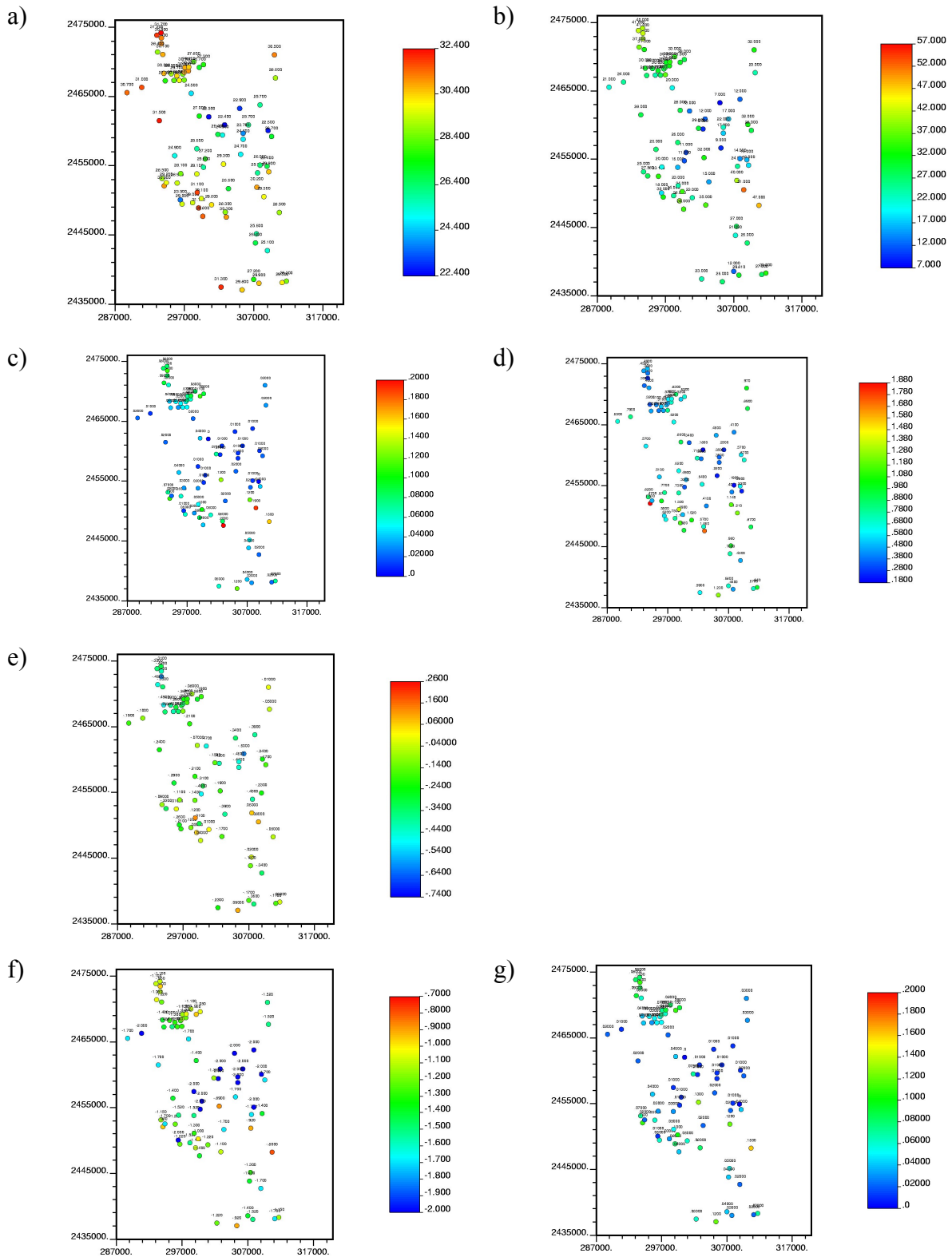


Figura 6-11: Distribución espacial de los parámetros del sistema de flujo intermedio para los parámetros a) temp., b) Na, c) Li, d) F, e) lgF sin datos atípicos, f) lgLi sin datos atípicos y g) Li sin datos atípicos

6.3.3 Análisis estadístico de los factores

En el caso del análisis estadístico de los valores de la carga de factores se utilizó la misma metodología que en los elementos químicos. Primero se llevó a cabo una comparación de las tendencias centrales de los valores (Tabla 6-20). Las tendencias centrales de los valores para el factor del flujo regional presentan una semejanza en la media y mediana pero el valor de la moda se encuentra fuera de este rango. El valor del sesgo se encuentra en un rango parecido al de los elementos químicos del flujo regional.

Tabla 6-20: Estadígrafos del factor del sistema de flujo regional

Factor para el flujo regional	
Número total	53
Minimum	-0.053
1. Cuartil	0.551
Mediana	1.168
3. Cuartil	1.412
Maximum	2.064
Rango	2.117
Promedio	1.021
Moda	-0.053
Desv. estándar	0.568
Varianza	0.322
Sesgo	-0.362

El histograma presenta una distribución que se desplaza hacia derecha (Figura 6-12a). También el valor de significancia para la normalidad es bajo, lo que puede dificultar un análisis estructural (Tabla 6-21). En la distribución espacial (Figura 6-12b) se detectaron tres valores (en el círculo) con una discrepancia muy grande respecto a los valores cercanos, por lo que se decidió eliminarlos antes del siguiente procedimiento. Quitando estos valores no mejoró la distribución (Figura 6-13a) pero en la imagen de la distribución espacial (Figura 6-13b) parece más homogénea no obstante con una tendencia a valores altos al oeste como también se encontró en los parámetros considerados para el flujo regional (ver arriba). Para el grado de significancia de Kolmogorov-Smirnov no existe una mejoría (Tabla 6-23). Para el análisis estructural se optó por la utilización de los datos sin los valores atípicos. Para los valores de los estadígrafos no se observan cambios drásticos en comparación de la determinación anterior.

Tabla 6-21: Prueba de normalidad para el factor del sistema de flujo regional

Grado de significancia.	
Factor del flujo regional	0.015

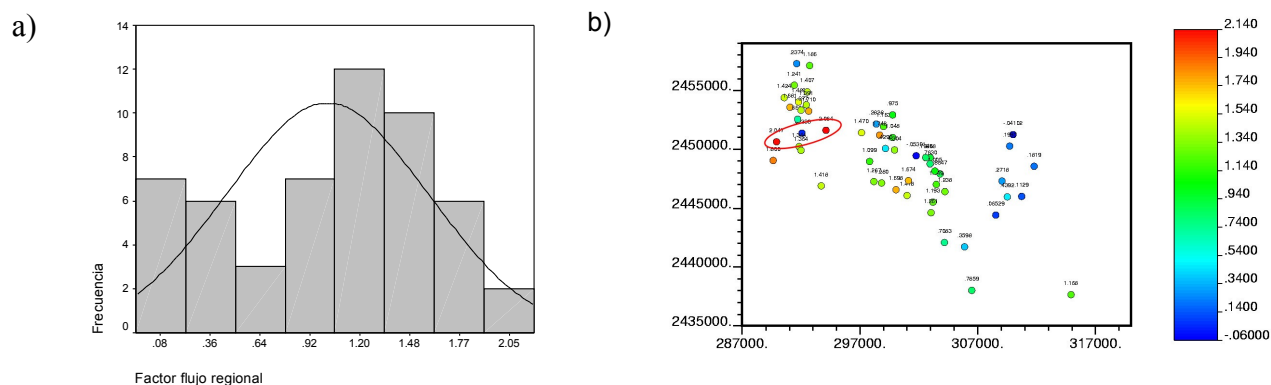


Figura 6-12: La distribución del factor del sistema de flujo regional en a) el histograma con la curva de la distribución normal y b) el mapa espacial

Tabla 6-22: Estadígrafos del factor del sistema de flujo regional sin datos atípicos

Factor del flujo regional sin 3 datos atípicos	
Número total	50
Minimum	-0.050
1. Quartil	0.606
Mediana	1.165
3. Quartil	1.395
Maximum	1.800
Rango	1.850
Promedio	0.999
Moda	-0.050
Desv. estándar	0.527
Varianza	0.277
Sesgo	-0.533

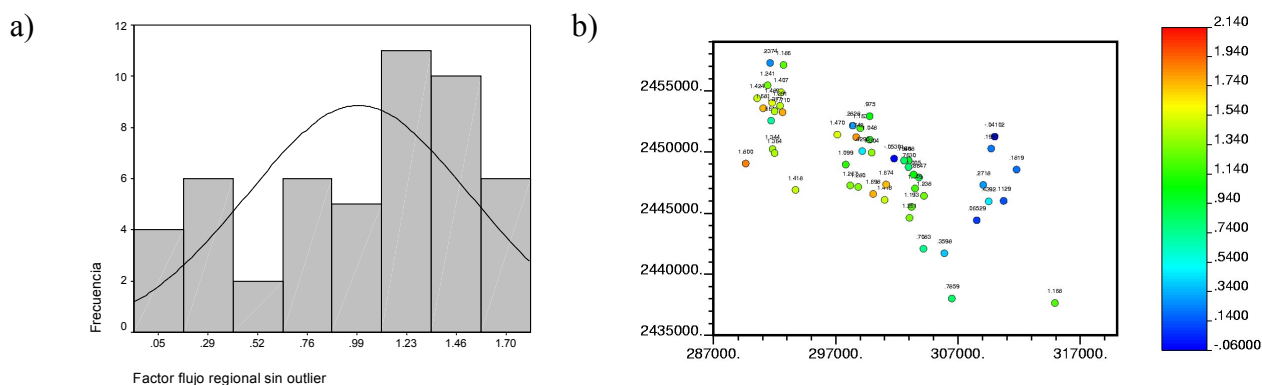


Figura 6-13: La distribución del factor del sistema de flujo regional sin datos atípicos en a) el histograma con la curva de la distribución normal y b) el mapa espacial

Tabla 6-23: Prueba de normalidad para el factor del sistema de flujo regional sin datos atípicos

	Grado de significancia.
Factor del flujo regional	0.006

El análisis distribucional del factor del flujo intermedio presenta las mismas características que las del factor del flujo regional, con una semejanza entre la media y mediana y una discrepancia con la moda (Tabla 6-24, Tabla 6-25 y Figura 6-14). El sesgo se desplaza a la izquierda por lo que también se consideró necesaria una transformación logarítmica. Pero, a diferencia del factor del flujo regional, la prueba de la normalidad tiene un valor aceptable para este análisis (Tabla 6-25) y la distribución espacial (Figura 6-14) presenta un comportamiento que se evaluó como apto para el siguiente paso del procedimiento que incluye el análisis estructural.

Tabla 6-24: Estadígrafos del factor del sistema de flujo intermedio

	Factor del flujo intermedio
Número total	78
Minimum	-2.15
1. Quartil	-0.80
Mediana	0.11
3. Quartil	1.06
Maximum	2.99
Rango	5.15
Promedio	0.20
Moda	-2.15
Desv. estándar	1.21
Varianza	1.47
Sesgo	0.34

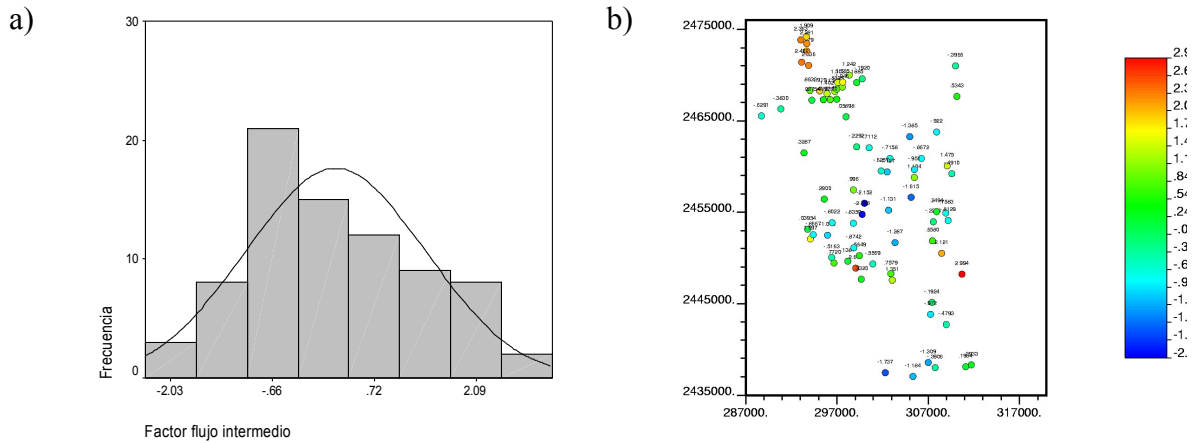


Figura 6-14: La distribución del factor del sistema de flujo intermedio en a) el histograma con la curva de la distribución normal y b) el mapa espacial

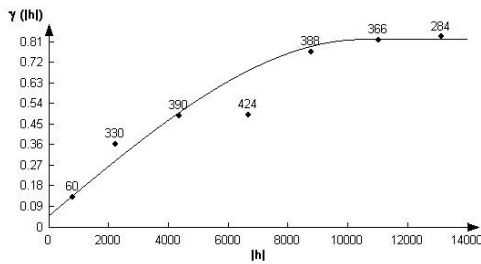
Tabla 6-25: Prueba de normalidad para el factor del sistema de flujo intermedio

	Grado de significancia.
Factor del flujo intermedio	0.087

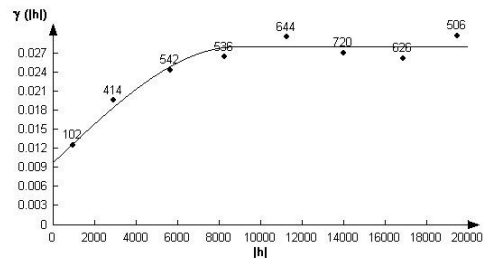
6.3.4 Análisis Estructural

El análisis estructural consiste en el cálculo del semivariograma experimental y el ajuste de un modelo teórico que cumple con condiciones predeterminadas. Como se trabaja con 4 elementos para cada sistema de flujo, para el diseño de la red se necesita entonces calcular 8 semivariogramas más 2 semivariogramas para los factores. El cálculo del semivariograma experimental y el ajuste a un modelo teórico se efectuó por el programa de Variowin vers. 2.2 (Pannatier, 1996) en donde se ofrece la opción de un ajuste manual o automático. Para este procedimiento se optó por el ajuste manual para encontrar la adaptación con un valor calculado por el programa.

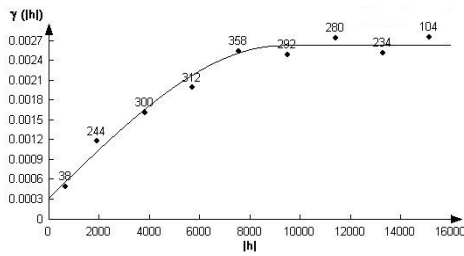
Los resultados del cálculo de los semivariogramas junto con el ajuste del modelo teórico se presentan en la Figura 6-15. Aquí aparecen para el semivariograma experimental los números de pares para cada incremento que fueron utilizadas para este cálculo. La línea continua representa al modelo teórico encontrado con el mejor ajuste. Los parámetros de los modelos obtenidos y los índices de la calidad de ajuste calculados por el programa se presentan en la Tabla 6-26.



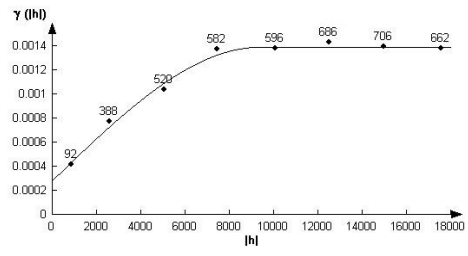
a) F – sistema de flujo regional



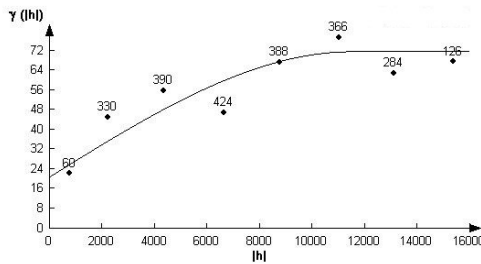
b) Log F - sistema de flujo intermedio



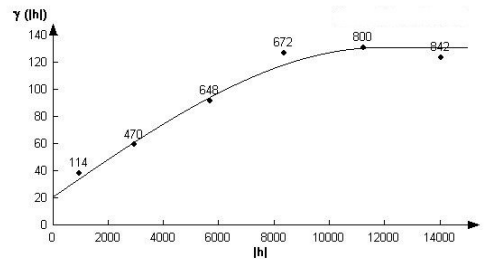
c) Li - sistema de flujo regional



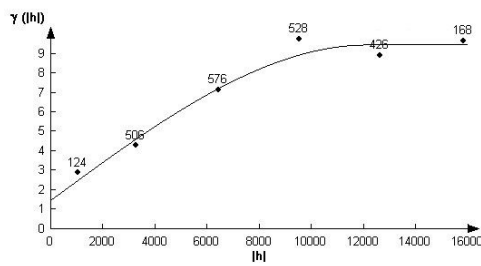
d) Li - sistema de flujo intermedio



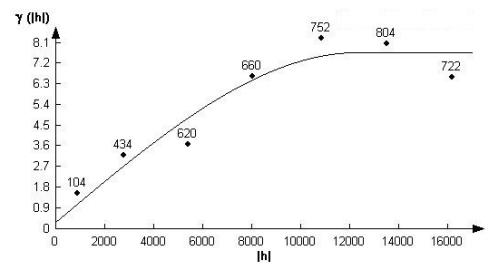
e) Na - sistema de flujo regional



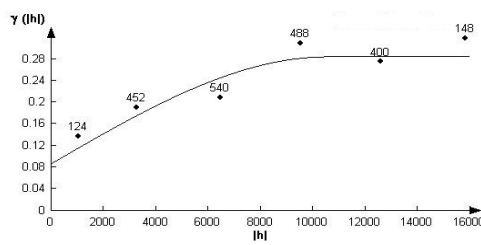
f) Na - sistema de flujo intermedio



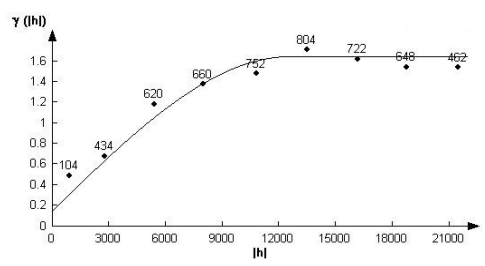
g) T - sistema de flujo regional



h) T - sistema de flujo intermedio



i) Factor - sistema de flujo regional



j) Factor - sistema de flujo intermedio

Figura 6-15: Semivariogramas de los parámetros utilizados para el diseños de la red de monitoreo para el sistema de flujo regional y para el flujo intermedio

Tabla 6-26: Parámetros de los modelos obtenidos para cada parámetro y los índices de la calidad de ajuste para cada sistema de flujo

a)	sistema de flujo regional	F	Li	Na	Temp	Factor
	modelo	esférico	esférico	esférico	esférico	esférico
	Alcance	10514	9280	11513	12160	10560
	Meseta	0.7718	0.0023	50.82	8	0.198
	efecto pepita	0.0532	0.00033	20.9	1.476	0.087
	bondad (IGF)	3.42E-02	7.08E-03	5.02E-02	8.98E-03	2.37E-02
b)	sistema de flujo intermedio	lgF	Li	Na	Temp	Factor
	modelo	esférico	esférico	esférico	esférico	esférico
	Alcance	8804	9360	11758	12305	12540
	Meseta	0.0183	0.0011	110	7.4	1.5
	efecto pepita	0.0099	0.00028	20.9	0.29	0.15
	bondad (IGF)	4.74E-03	2.35E-03	4.96E-03	3.76E-02	1.45E-02

Todos los modelos teóricos encontrados que se ajustaron mejor a los semivariogramas experimentales pertenecen al modelo esférico (ver Figura 5-8). Se observa en los valores de alcance de todos los parámetros para los dos sistemas de flujos que están en un rango de 9,000 a 12,000 m. Considerando el área en la que se midieron los datos utilizados para el análisis geoestadístico, de 10 x 20 km para el sistema de flujo regional y 30 x 20 km para el sistema de flujo intermedio, los valores presentan una buena correlación espacial.

En lo siguiente se aplicó la validación cruzada para conocer la bondad a partir de los errores del modelo escogido. El procedimiento fue a través de la validación cruzada por la rutina KT3D del paquete GSLIB. En esta validación se obtuvieron estadígrafos de errores para obtener una mejor selección del semivariograma (Tabla 6-27).

Tabla 6-27: Errores de la validación cruzada de los semivariogramas

a)	sistema de flujo regional	F	Li	Na	Temp	Factor
	min error	-1.39	-0.06	-17.67	-5.57	-0.82
	max error	1.43	0.10	21.10	5.66	1.08
	EM	0.02	0.00	-0.07	-0.07	-0.01
	raíz ECM	0.58	0.03	6.69	2.48	0.40
	ECME	1.52	0.99	1.19	1.75	1.08
	EPM	19%	17%	17%	8%	19%
	Delhomme (1978)	1.39	1.40	1.39	1.39	1.40
b)	sistema de flujo intermedio	F	Li	Na	Temp	Factor
	min error	-0.32	-0.11	-27.06	-4.47	-2.36
	max error	0.30	0.07	16.44	5.70	1.59
	EM	0.00	0.00	0.02	-0.06	0.01
	raíz ECM	0.15	0.03	8.30	1.84	0.87
	ECME	1.16	1.10	1.37	1.82	1.54
	EPM	52%	54%	20%	7%	47%
	Delhomme (1978)	1.33	1.33	1.32	1.32	1.32

Según los criterios establecidos en el capítulo 5.4.3 , los errores medios (EM) están muy cerca de cero y los errores máximos y mínimos son pequeños. La raíz cuadrada del error cuadrático medio (ECM) o la desviación media de los parámetros se encuentran en los rangos de la desviación estándar presentados en las Tabla 6-14, Tabla 6-16, Tabla 6-20 y Tabla 6-24. La comparación de los datos del error cuadrático medio estándar (ECME) y el valor calculado según Delhomme (1978) demuestran que en algunos parámetros el ECME supera el valor de Delhomme (1978) que resulta de una estimación espacial mala con el kriging ordinario para estos parámetros. Por el contrario, los errores porcentuales medios (EPM) se encuentran en un rango menor de 20% lo cual hace válido este cálculo. Los EPM para el sistema de flujo intermedio presentan valores más altos que también pueden ser un índice de la heterogeneidad en el subsuelo o la presencia de valores atípicos espaciales.

Como se explicó en el capítulo 2.4, el relleno del valle está compuesto por sedimentos y tobas distribuidos muy heterogéneamente en la zona de estudio, que forman el material dónde circula el flujo intermedio y esto puede causar distribuciones espaciales heterogeneas en las concentraciones. Las rocas fracturadas como medio de flujo para el sistema de flujo

regional presentan características más similares y con eso una distribución espacial de las concentraciones más homogénea. También un aspecto importante para la distribución de las concentraciones de los elementos químicos son las profundidades de los pozos (no considerados en este estudio) aunque no están muy separados espacialmente se pueden detectar el mismo sistema pero con una química muy distinta dependiendo donde están capturando el flujo de agua subterránea.

6.4 Definición de la red óptima de monitoreo

Con los resultados obtenidos del análisis geoestadístico se llevó a cabo el diseño de la red óptima de monitoreo para cada sistema de flujo. Para la red del sistema de flujo intermedio se consideraron 78 pozos y para la red de sistema regional 53 pozos para determinar la cantidad y ubicación de los sitios de muestreo (ver capítulo 6.3). Aquí es importante establecer que a diferencia del análisis geoestadístico donde se excluyeron los puntos atípicos en el cálculo de los semivariogramas, en el diseño de la red se consideraron el total de los registros.

Como se comentó en el capítulo 5.6.2 primero es necesaria la construcción de una malla con un tamaño de celdas determinadas que cubre la zona de estudio en donde los nodos se proponen como puntos de estimación. Para esta investigación del diseño de la red se eligió una malla regular con un tamaño de celda de 500x500 metros con 2175 nodos para la red del sistema de flujo intermedio y 1100 nodos para la red de flujo regional que cubre toda el área apta para muestrear. En la Figura 6-16 se muestran estos nodos de estimación y los pozos seleccionados para el monitoreo de cada sistema de flujo. El resumen se presenta en la Tabla 6-28.

Tabla 6-28: Las malla con los nodos o puntos de estimación y los puntos de muestreo (pozos) en el área de estudio

	Red de monitoreo	
	Sistema de flujo regional	Sistema de flujo intermedio
Puntos de muestreo	53	78
Puntos de estimación	1100	2175
Total de puntos	1153	2253

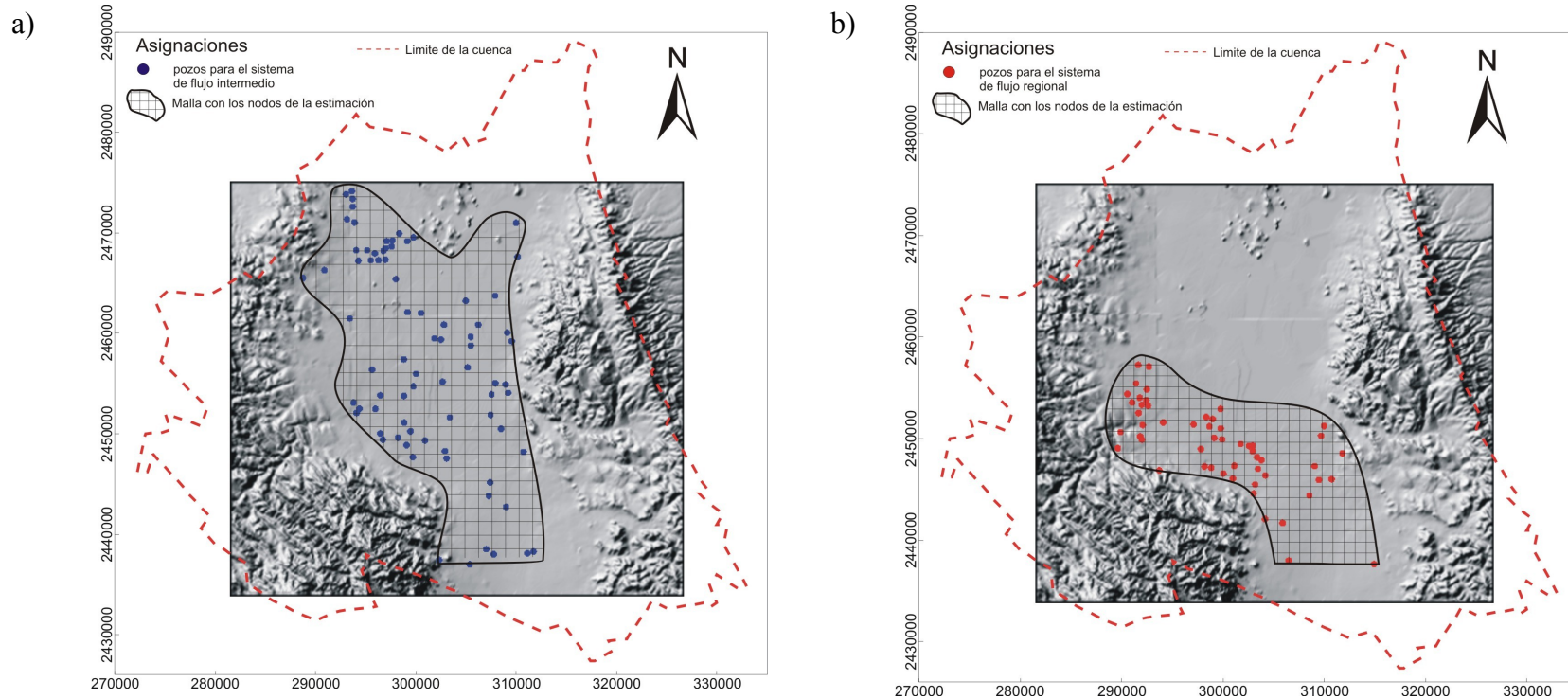


Figura 6-16: Mallas de estimación con los puntos de muestreos para a) sistema de flujo intermedio y b) sistema de flujo regional

Este tamaño de celda es un compromiso entre la capacidad de la computadora y la exactitud de cálculo de la estimación. En el estudio de López Álvarez (2008) se analizaron mallas de varios tamaños y se encontró el de 500 m como el más apropiado para esta tipo de investigación. La red de monitoreo no cambia significativamente respecto a la obtenida cuando se usa una malla de estimación con celdas de 250 m de lado. Una malla más fina alarga mucho el tiempo de cálculo y requiere más capacidad de almacenamiento de la computadora.

Con los resultados obtenidos se pretende estimar las concentraciones de los elementos químicos incluidos en este análisis sobre la malla de estimación, y se interpreta como la concentración del parámetro en el agua de un pozo perforado en la posición correspondiente, según el flujo del que se trate. En la Figura 6-17 se observa una superposición parcial de las mallas de estimación del sistema de flujo regional e intermedio. Una predicción de cuál flujo se detectará en un pozo nuevo perforado en la región en la que se intersectan las dos regiones es difícil. El cálculo en esta zona incluye las dos opciones: a) una estimación para el sistema de flujo regional y b) una para el sistema de flujo intermedio. Estas dos estimaciones permiten un pronóstico dependiendo de cuál flujo se esté capturado por un nuevo pozo.

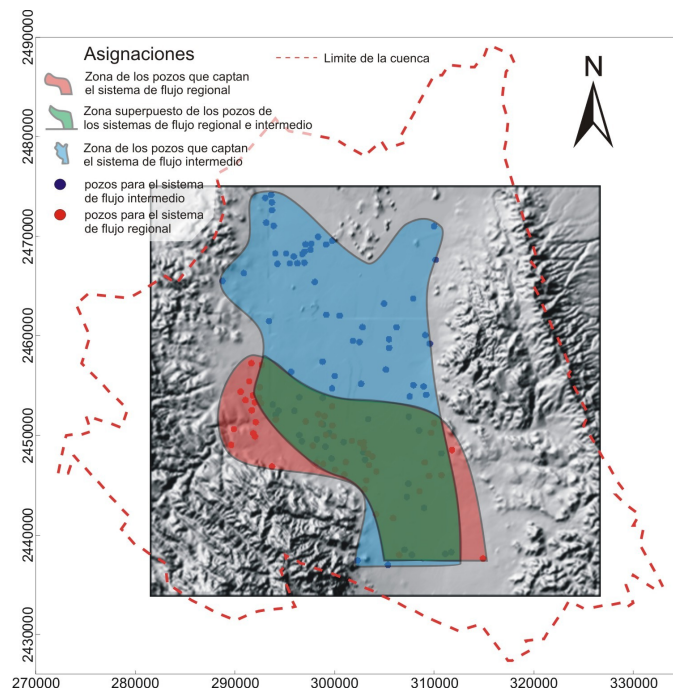


Figura 6-17: Distribución de la zona de las mallas de estimación para el sistema de flujo regional e intermedio y su superposición parcial

Con los resultados del análisis geostatístico, el conocimiento de la función de semivariograma que describe la estructura espacial de la variable, y el número de nodos totales es posible calcular la matriz de covarianza de la variable como estimación inicial para el filtro de Kalman (ver capítulo 5.6.1) con la siguiente fórmula.

$$C(h) = C(0) - \gamma(h) \quad (6-1)$$

con $\gamma(h)$ = modelo de semivariograma,

$C(0)$ = varianza de la variable y

$C(h)$ = covarianza de la variable,

El modelo de semivariograma utilizado para el cálculo de la matriz de covarianza pertenece según el análisis geostatístico al modelo esférico y se expresa con la siguiente fórmula:

$$\gamma(h) = \begin{cases} C \left[\frac{3}{2} \frac{h}{a} - \frac{1}{2} \left(\frac{|h|}{a} \right)^3 \right] & \text{para } |h| \leq a \\ C & \text{para } |h| > a \end{cases} \quad (6-2)$$

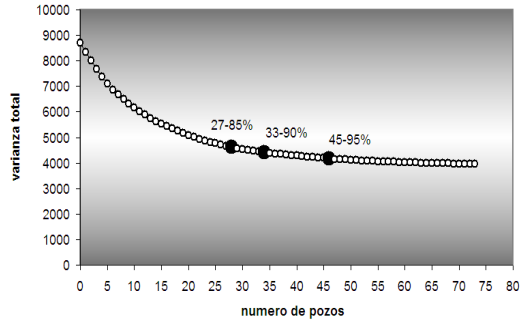
donde a es el alcance del modelo de semivariograma y h la distancia entre dos posiciones en dónde se quiere calcular la covarianza.

Para el cálculo se utilizó el programa GENCOVMAT (Olivares, 2008) y que pertenece al conjunto de programas que componen GWQMonitor-Geoestad (Herrera, 1998; modificado por Herrera y Júnez (Júnez, 2005; González *et al.*, 2005). El resultado de este proceso son las matrices de covarianza para cada parámetro y sistema de flujo. En el siguiente paso se busca la minimización de las componentes correspondientes a la malla de estimación de las diagonales de cada matriz de covarianza, sumada sobre todos los parámetros para obtener una jerarquización que indica el orden de importancia de los pozos para la medición de todos los parámetros tomados en cuenta en el análisis en conjunto.

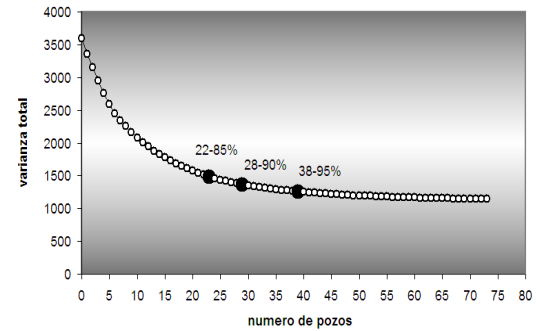
Con el GWQMonitor-Geoestad existe un programa que permite realizar esta jerarquización de los pozos aplicando el filtro de Kalman y un método de optimización secuencial utilizando las matrices de covarianza inicial y considerando la suma total sobre la diagonal, como ya se explicó.

Este procedimiento se llevó a cabo para las matrices de covarianza de los factores para cada sistema de flujo así como por las matrices de correlación de los parámetros (elementos químicos) seleccionados para el monitoreo. Para obtener la optimización conjunta para los 4 parámetros, se estandarizó cada matriz para que las componentes de la diagonal principal de cada matriz fueran uno, dividiendo la matriz de cada parámetro entre su varianza (meseta+nugget), obteniéndose la matriz de correlaciones, para evitar que los parámetros con varianzas altas pesaran más que los otros en el proceso de optimización.

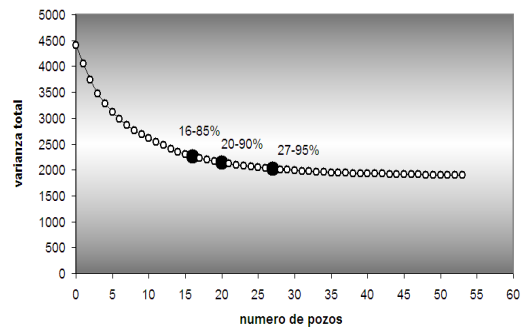
Uno de los programas del paquete GWQMonitor-Geoestad obtiene la jerarquización de los pozos, según la reducción de la varianza que se obtiene al añadirlos a la red de monitoreo, y reporta la varianza total del error de la estimación que se obtiene conforme se van añadiendo los pozos seleccionados para formar parte de la red. La Figura 6-18 presenta la varianza total contra el número de pozos elegidos (para la optimización conjunta y la optimización del factor asociado con cada sistema de flujo) para cada red de monitoreo.



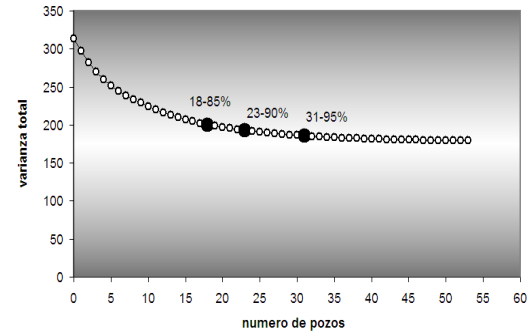
a) Optimización conjunta – sistema de flujo intermedio



b) Optimización del factor – sistema de flujo intermedio



c) Optimización conjunta – sistema de flujo regional



d) Optimización del factor – sistema de flujo regional

Figura 6-18: Reducción de la varianza total y su influencia con el número de pozos para cada propuesta de matriz en los diferentes sistemas de flujo

El primer pozo en la selección proporciona mucha información, como se observa en la gráfica, la varianza total se reduce significativamente y disminuyéndola hasta quedar en una recta casi horizontal en donde no existen más cambios importantes en la varianza y no se aporta más información adicional (redundancia). Como mencionamos anteriormente, la varianza total es resultado de la suma de la diagonal de la matriz de covarianza en el caso de la optimización del factor y de la suma de las diagonales de las matrices de correlación para los cuatro parámetros, en el caso de la optimización conjunta, así dependiendo del valor en la diagonal de la matriz que corresponda para cada parámetro en cada nodo de la estimación.

En la Figura 6-18 están marcados los puntos a 85, 90 y 95% de la reducción de la varianza de error de estimación que sirven como puntos de decisión para la selección de los números de pozos que formaran la red de monitoreo para cada sistema de flujo.

En la siguiente Tabla 6-29 se presenta los resultados de la jerarquización (la importancia del pozo para la red) del análisis de las dos propuestas para cada red comparando los pozos de cada proceso de optimización. Se puede observar en la tabla que los primeros pozos seleccionados son semejantes tanto para los dos diseños para el sistema de flujo intermedio como para el sistema de red de flujo regional. Con el aumento del número de la selección existe una discrepancia a una escala menor pero también mayor en el orden de selección de los pozos pero la mayoría es muy semejante en la selección. La discrepancia se debe a que la matriz de factor no representa en forma exacta la estructura combinada de las matrices de todos los parámetros considerados en la optimización conjunta. Se puede concluir que la semejanza es aceptable y se puede usar el método para el diseño óptimo de la red de monitoreo basado en los factores para cada sistema de flujo como un sustituto del basado en los parámetros en conjunto.

Tabla 6-29: Orden de importancia de los pozos para cada matriz y sistema de flujo respectivo

a)	Orden de importancia de los 78 pozos para el sistema de flujo intermedio					b)	Orden de importancia de los 53 pozos para el sistema de flujo regional				
	para		Optimización conjunta	Optimización del factor			para		Optimización conjunta	Optimización del factor	
Optimización conjunta	Optimización del factor	Optimización conjunta				Optimización del factor					
1	67	67	40	11	34	1	50	50	40	46	20
2	72	72	41	22	44	2	18	18	41	20	44
3	5	5	42	44	69	3	4	4	42	44	46
4	75	75	43	77	77	4	32	32	43	6	11
5	30	30	44	35	60	5	53	53	44	19	23
6	33	33	45	60	35	6	37	37	45	5	10
7	78	78	46	37	63	7	48	12	46	33	42
8	43	43	47	63	8	8	40	40	47	10	19
9	28	59	48	36	36	9	49	49	48	34	34
10	59	28	49	8	68	10	29	21	49	42	13
11	16	21	50	21	39	11	36	29	50	16	45
12	23	7	51	39	61	12	11	36	51	45	16
13	48	49	52	61	15	13	22	47	52	3	3
14	58	26	53	64	16	14	47	39	53	41	41
15	26	58	54	15	38	15	30	30			
16	65	24	55	38	54	16	31	31			
17	25	65	56	70	64	17	51	48			
18	71	71	57	42	70	18	26	26			
19	55	37	58	1	1	19	2	2			
20	7	25	59	50	42	20	52	8			
21	32	51	60	18	18	21	21	52			
22	76	32	61	9	9	22	8	7			
23	24	62	62	56	50	23	28	22			
24	49	48	63	66	52	24	35	38			
25	62	31	64	52	66	25	25	25			
26	51	29	65	73	73	26	43	43			
27	31	76	66	40	40	27	38	35			
28	53	23	67	57	57	28	14	14			
29	29	53	68	54	17	29	17	17			
30	20	20	69	17	45	30	9	9			
31	46	46	70	45	4	31	7	27			
32	27	27	71	4	19	32	24	28			
33	74	56	72	10	10	33	27	6			
34	47	74	73	19	14	34	15	51			
35	69	47	74	14	55	35	13	15			
36	34	11	75	13	6	36	1	24			
37	41	22	76	6	13	37	12	1			
38	3	3	77	2	2	38	39	33			
39	68	41	78	12	12	39	23	5			

El criterio para la selección del número de pozos para incluir en la red óptima de monitoreo es quitar o no considerar los pozos que aportan información redundante. La reducción de la varianza está relacionada directamente con la información que proporciona el número de pozos seleccionados para la red. Es importante encontrar el punto de corte en dónde la información proporcionada se convierte en redundante, causando costos adicionales no necesarios y quitar el resto de los pozos de la red sin perder información, expresada por el error de estimación.

Para reconocer el posible número de los pozos que forman la red óptima de monitoreo se selecciona la cantidad de pozos que se obtiene en una reducción de la varianza total (RVT) de 85%, 90% y 95% (Tabla 6-18). El resultado cuántos pozos están considerados para formar la red se presenta resumido en la siguiente Tabla 6-30:

Tabla 6-30: El número de pozos asignados a los porcentajes de la reducción de la varianza total seleccionados

RVT (%)	Sistema de flujo regional		Sistema de flujo intermedio	
	Optimización del factor	Optimización conjunta	Optimización del factor	Optimización conjunta
	Numero de pozos	Numero de pozos	Numero de pozos	Numero de pozos
85	18	16	22	27
90	23	20	28	33
95	31	27	38	45

Para decidir cuál sería el número final de pozos que conformaría la red de monitoreo se calcularon las diferencias entre la estimación obtenida por el filtro de Kalman en cada nodo de la malla de estimación con todos los pozos que tienen datos para cada sistema de flujo y matriz, y las estimaciones obtenidas con los números de pozos que corresponden a la reducción de varianzas en 85%, 90% y 95%, para cada sistema de flujo y matriz.

La decisión para la selección de un número adecuado de pozos es por medio de la diferencia porcentual absoluta media (DPAM) lo cual es el promedio de las diferencias absolutas entre la estimación en cada nodo de la malla de la estimación utilizando la red de monitoreo considerada y la estimación utilizando todos los datos de muestreo de los sistemas. Se divide entonces, en cada nodo, el valor absoluto de las diferencias en la

estimación de la red considerada entre el valor de la estimación utilizando todos los datos del muestreo de los sistemas, respectivamente (ver capítulo 5.6.4).

El resultado del cálculo del DPAM para las 3 opciones se presenta en la Tabla 6-31.

Tabla 6-31: La DPAM de cada parámetro y su RVT correspondiente para cada matriz y sistema de flujo

	Sistema de flujo regional								Sistema de flujo intermedio							
	Optimización del factor				Optimización conjunta				Optimización del factor				Optimización conjunta			
RVT (%)	F	Li	Na	T	F	Li	Na	T	F	Li	Na	T	F	Li	Na	T
85	7.96	4.42	3.69	1.80	9.71	5.64	4.29	1.85	15.09	32.08	12.23	3.22	12.02	29.36	9.41	2.31
90	5.88	4.56	3.42	1.66	6.25	4.11	3.79	1.84	12.16	27.39	9.33	2.35	11.15	23.99	9.20	1.91
95	3.82	3.12	1.97	0.79	3.57	3.42	2.54	1.57	10.56	24.77	9.03	1.60	7.00	15.12	6.07	1.18

En la Tabla 6-31 se observa que las magnitudes de las diferencias porcentuales se parecen para las estimaciones obtenidas por los dos métodos considerados para cada sistema de flujo, con una estimación ligeramente mejor para la red de monitoreo obtenida con la optimización del factor para el sistema de flujo regional y para la optimización conjunta para el sistema de flujo intermedio. Las mayores diferencias porcentuales las presentan el F el sistema regional y el Li para el sistema intermedio. En los dos sistemas de flujo, la diferencia de la temperatura se encuentra siempre a un nivel bajo en comparación de los otros parámetros, lo que significa una relativamente homogeneidad en la distribución espacial de este parámetro en la zona de estudio. Las diferencias de Na y el F en el sistema intermedio son relativamente altas en comparación con la T. Juntos con el Li los errores de estos parámetros son una expresión de la heterogeneidad de la distribución de las concentraciones en el área de estudio (ver arriba).

Al comparar los resultados de los dos métodos para cada sistema de flujo, se puede observar una semejanza entre las diferencias porcentuales de los parámetros correspondientes. No es posible dar una decisión final de cuál método para cada sistema de flujo presenta los mejores resultados para la estimación en el diseño de la red. La semejanza entre los resultados obtenidos hasta el momento no favorece a ninguno de los dos.

Para determinar y confirmar la decisión final se aplicó el filtro de Kalman para diferentes números de pozos (bloques de 5 pozos para la red del sistema de flujo regional y bloques de 8 pozos para la red del sistema de flujo intermedio para cada parámetro) y encontrar el punto con la mayor reducción de los errores de estimación y en donde se obtiene la mayor información no redundante posible para la red de monitoreo con un número reducido de pozos.

La Tabla 6-32 presenta los resultados de la DPAM para cada bloque (5 pozos) de números de pozos para los dos matrices del sistema de flujo regional. Junto con la Figura 6-19 donde se graficó el promedio de las diferencias porcentuales de los 4 parámetros se puede afirmar cuál es la mejor opción del número de pozo para una red óptima de monitoreo.

Tabla 6-32: La DPAM de cada parámetro y su número de pozos correspondiente a los dos métodos del sistema de flujo regional

Sistema de flujo regional											
Optimización del factor						Optimización conjunta					
No. de pozos (RVT)	F	Li	Na	T	Promedio	No. de pozos (RVT)	F	Li	Na	T	Promedio
5	14.33	10.88	6.57	2.63	8.60	5	19.07	12.16	6.42	2.99	10.16
10	9.72	5.89	5.03	2.43	5.77	10	11.84	9.39	6.05	2.52	7.45
15	7.30	4.61	3.93	1.58	4.36	15	9.76	5.95	4.52	1.75	5.49
18 (85%)	7.96	4.42	3.69	1.80	4.47	16 (85%)	9.71	5.64	4.29	1.85	5.37
20	8.64	4.80	3.82	1.83	4.77	20 (90%)	6.25	4.11	3.79	1.84	4.00
23 (90%)	5.88	4.56	3.42	1.66	3.88	25	3.42	3.03	2.99	1.54	2.74
25	3.80	3.47	2.52	1.59	2.85	27 (95%)	3.57	3.42	2.54	1.57	2.78
30	3.87	3.28	2.20	1.30	2.66	30	3.50	3.38	2.32	1.35	2.64
31 (95%)	3.82	3.12	1.97	0.79	2.43	35	2.07	2.14	1.45	0.65	1.58
35	2.27	1.85	1.31	0.46	1.47	40	1.66	1.72	1.21	0.44	1.26
40	1.44	1.06	0.94	0.29	0.93	45	0.88	0.64	0.58	0.11	0.55
45	0.87	0.83	0.63	0.27	0.65	50	0.19	0.20	0.10	0.02	0.13
50	0.43	0.51	0.47	0.09	0.38	53	0.01	0.14	0.00	0.00	0.04
53	0.01	0.14	0.00	0.00	0.04						

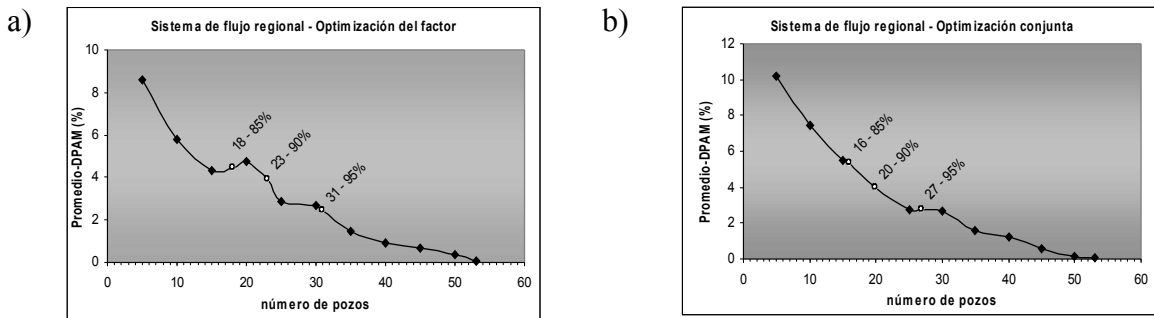


Figura 6-19: El Promedio-DPAM y el número de pozos para cada matriz del sistema de flujo regional

Se observa en la Figura 6-19 que la diferencia en la estimación no necesariamente disminuye cada vez que se incluye un mayor número de pozos en la red de monitoreo como también se puede observar en cada uno de los parámetros en la optimización del factor (Tabla 6-32). Las oscilaciones que ocurren pueden ser una indicación de la heterogeneidad en la distribución espacial de las concentraciones de los parámetros, ya que agregar valores de datos diferentes a los de sus vecinos puede causar que la diferencia porcentual entre las estimaciones aumente.

Sin embargo, se observa una disminución general en las diferencias cuando aumenta el número de los pozos agregados a una posible red de monitoreo. Con los primeros pozos que se incluyen en la red de monitoreo disminuyen significativamente las diferencias porcentuales hasta que la curva tienda a cero. Los puntos de decisión (85, 90, 95%) están marcados en la Figura 6-19 pero no siempre dan el mejor resultado para una posible red final. Se observa que el punto que marca los 31 (95%) pozos se encuentra en una recta horizontal que empieza con 25 pozos. Entonces la información que proporciona los 31 pozos (Promedio-DPAM: 2.43) también se obtiene con 25 pozos (Promedio-DPAM: 2.85) que se presenta como una opción económicamente mejor. Una disminución más en las diferencias porcentuales se obtiene con 35 pozos que también es una opción mejor (Promedio-DPAM: 1.47) para la red de monitoreo.

Por la semejanza de los resultados de los dos métodos se puede predecir un resultado parecido al anterior (optimización del factor). La opción de 25 pozos (Promedio-DPAM: 2.74) es parecido al de 27 (95%) pozos (Promedio-DPAM: 2.78) y de las 35 pozos

(Promedio-DPAM: 1.58) son los resultados mejores de esta optimización conjunta para la red de monitoreo.

Para el sistema de flujo intermedio (Figura 6-20 y Tabla 6-33) se pueden repetir las observaciones anteriores. Pero a diferencia de los resultados para el sistema de flujo regional, las curvas promedio de las diferencias de estimación parecen más continuas en la disminución. Por la diferencia alta de Li para las diferencias promedio hacen que aparezca también un valor más elevado que en el sistema de flujo regional.

Tabla 6-33: La DPAM de cada parámetro y su número de pozos correspondiente para las dos matrices del sistema de flujo intermedio

Sistema de flujo intermedio											
Optimización del factor						Optimización conjunta					
No. de pozos (RVT)	F	Li	Na	T	Promedio	No. de pozos (RVT)	F	Li	Na	T	Promedio
8	23.90	70.86	24.78	5.20	31.19	8	19.06	64.36	23.35	5.44	28.05
16	17.31	46.43	17.82	4.06	21.40	16	11.68	41.43	15.40	3.37	17.97
22 (85%)	15.09	32.08	12.23	3.22	15.66	24	12.02	30.41	11.13	2.66	14.06
24	13.54	31.76	11.80	2.87	14.99	27 (85%)	12.02	29.36	9.41	2.31	13.27
28 (90%)	12.16	27.39	9.33	2.35	12.80	32	11.23	24.92	9.54	2.03	11.93
32	11.44	25.73	9.59	1.99	12.19	33 (90%)	11.15	23.99	9.20	1.91	11.56
38 (95%)	10.56	24.77	9.03	1.60	11.49	40	7.60	16.84	6.50	1.27	8.05
40	7.84	17.28	6.33	1.15	8.15	45 (95%)	7.00	15.12	6.07	1.18	7.34
48	6.01	13.96	5.57	0.94	6.62	48	5.43	11.86	5.41	1.05	5.94
56	3.53	12.05	3.63	0.59	4.95	56	3.42	10.11	3.81	0.63	4.49
64	2.75	6.01	1.55	0.27	2.64	64	2.54	4.77	2.01	0.28	2.40
72	1.13	1.99	0.41	0.07	0.90	72	0.36	0.98	0.10	0.07	0.38
78	0.04	0.86	0.00	0.00	0.23	78	0.04	0.79	0.00	0.00	0.21

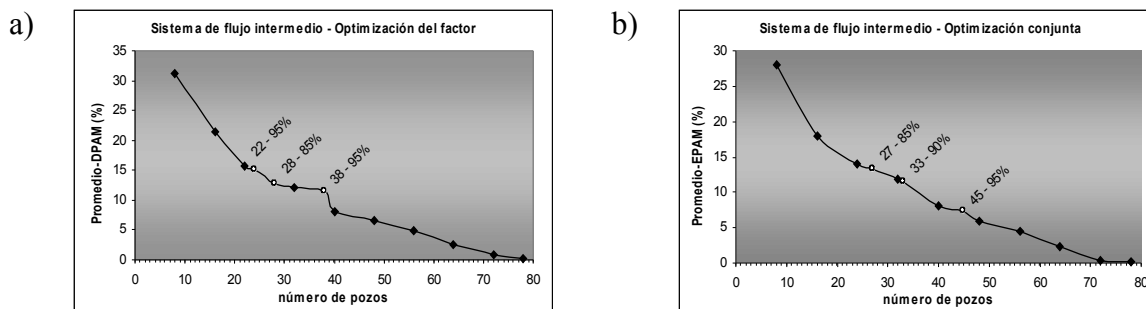


Figura 6-20: El Promedio-DPAM y el número de pozos para cada matriz del sistema de flujo intermedio

Para una decisión final se recalculó este parámetro excluyendo unos datos atípicos espaciales para obtener una estimación mejor para los nodos de la malla. En la Tabla 6-34 y la Figura 6-21 se presentan los nuevos resultados del Promedio-DPAM vs los números de pozos.

Tabla 6-34: La DPAM de cada parámetro y su número de pozos correspondiente para los dos métodos aplicados al sistema de flujo intermedio con la modificación del Li

Sistema de flujo intermedio											
Optimización del factor						Optimización conjunta					
No. de Pozos (RVT)	F	Li	Na	T	Promedio	No. de Pozos (RVT)	F	Li	Na	T	Promedio
8	23.90	33.04	24.78	5.20	21.73	8	19.06	31.95	23.35	5.44	19.95
16	17.31	26.64	17.82	4.06	16.46	16	11.68	26.46	15.40	3.37	14.23
22 (85%)	15.09	21.37	12.23	3.22	12.98	24	12.02	16.69	11.13	2.66	10.62
24	13.54	24.15	11.80	2.87	13.09	27 (85%)	12.02	17.81	9.41	2.31	10.39
28 (90%)	12.16	16.92	9.33	2.35	10.19	32	11.23	12.93	9.54	2.03	8.93
32	11.44	13.39	9.59	1.99	9.10	33 (90%)	11.15	12.96	9.20	1.91	8.80
38 (95%)	10.56	13.22	9.03	1.60	8.60	40	7.60	12.85	6.50	1.27	7.06
40	7.84	13.40	6.33	1.15	7.18	45 (95%)	7.00	12.98	6.07	1.18	6.81
48	6.01	11.48	5.57	0.94	6.00	48	5.43	8.68	5.41	1.05	5.14
56	3.53	7.79	3.63	0.59	3.89	56	3.42	7.14	3.81	0.63	3.75
64	2.75	7.01	1.55	0.27	2.89	64	2.54	2.73	2.01	0.28	1.89
72	1.13	5.38	0.41	0.07	1.75	72	0.36	1.03	0.10	0.07	0.39
78	0.04	0.84	0.00	0.00	0.22	78	0.04	0.81	0.00	0.00	0.21

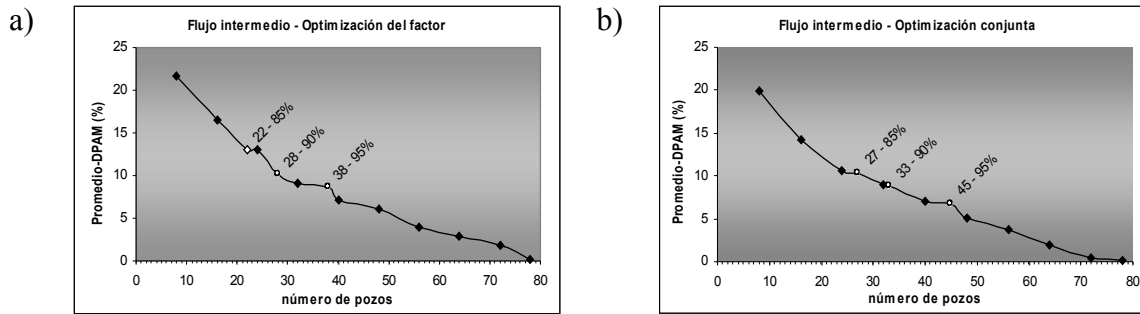


Figura 6-21: El Promedio-DPAM y el número de pozos para cada matriz del sistema de flujo intermedio con la modificación del Li

Principalmente se parecen las curvas de Promedio-DPAM en comparación con la Figura 6-20 solamente se bajaron los niveles de los errores. Para la decisión en los números de pozos que forman la red final de monitoreo se optó primero por las redes correspondientes a los puntos de decisión en la reducción de la varianza de error de estimación a 85%, 90% y 95%. Pero como se comentó en los sistemas de flujo regional esta opción no siempre es la mejor así aparecen también aquí unos cantidades de pozos más adecuados para formar la red de monitoreo. El mejor número de pozos para la red final para los dos casos se presentan con 40 pozos con un Promedio-DPAM de 7.18 para la optimización del factor y de 7.06 para la optimización conjunta. Una opción para una red mejor con una diferencia más pequeña aumenta el número de pozos considerablemente y los costos.

La decisión cuál de estos métodos se utiliza para la optimización de una red de monitoreo depende de la complejidad de los operaciones realizadas anteriormente. Por la semejanza de los resultados de la optimización del factor y de la optimización conjunta finalmente no existen grandes diferencias entre ellos. La opción del uso de los matrices de factores parece más adecuada para un ahorro del tiempo ya que solamente se necesita la consideración de un valor en el procedimiento y no de cuatro. Pero el uso de factores siempre implica la necesidad de un análisis multivariado anterior. Si no se tiene este análisis, es factible la utilización de una optimización conjunta de una cantidad limitada de parámetros estandarizados.

Una mayor cantidad de parámetros alarga el procedimiento de los cálculos geostatísticos y del diseño de la red óptima, por lo cual se podría considerar de incluir un análisis multivariado para finalmente calcular la red de monitoreo óptima con los factores.

En la Figura 6-22 se presentan las ubicaciones de los pozos que dan la mejor opción para formar la red de monitoreo para el sistema de flujo regional (25 pozos) e intermedio (40 pozos), al utilizar la optimización conjunta. En el Anexo B se presentan las listas de los pozos para cada sistema de flujo ordenado según su jerarquización. Una evaluación de los costos de monitoreo según el número de pozos considerados para la red se encuentra en el anexo C.

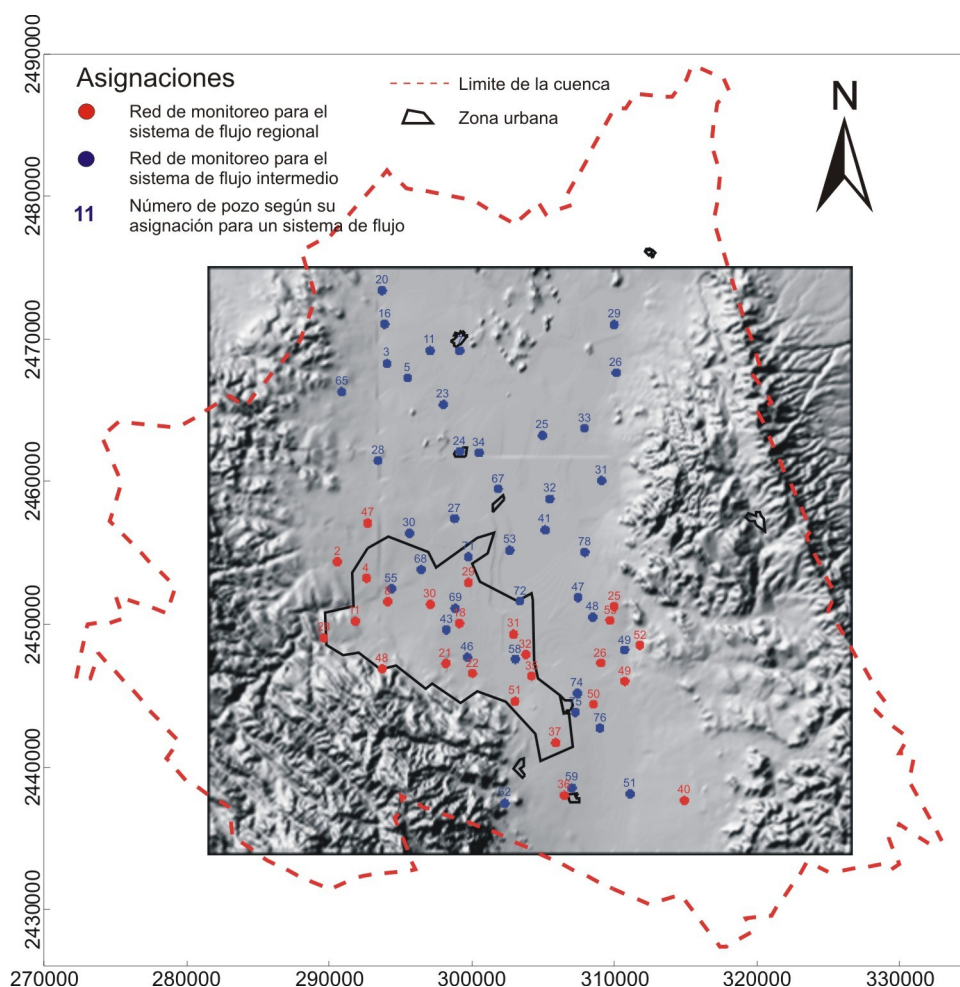


Figura 6-22: Ubicaciones de los pozos que forman la red de monitoreo para el sistema de flujo regional e intermedio

Para el F como el elemento químico más importante en la descripción de la problemática de la contaminación del agua subterránea en la región, se elaboraron mapas que muestran la distribución espacial de las concentraciones de este elemento para las redes óptimas para los sistemas de flujo regional e intermedio (Figura 6-23 y Figura 6-24). Además se presentan en la Figura 6-25 las diferencias al utilizar todos los datos y los de la red óptima

en la estimación de la distribución espacial de las concentraciones del elemento F, calculadas por el filtro de Kalman. Aunque las distribuciones son semejantes para las redes obtenidas para los sistemas de flujo intermedio y regional con las distribuciones calculados con todos los datos, la diferencia de las estimaciones son grandes para valores que están entre 1.92 y 4.1 mg/L para el flujo regional y 0.18 y 0.71 mg/L para el flujo intermedio.

6.5 Periodicidad del muestreo

Es difícil hacer una propuesta para la frecuencia de muestreo en este punto de la investigación. Una primera consideración de una frecuencia puede ser de cada medio año hasta cuando se obtenga una cantidad suficiente de datos para realizar estudios adicionales que incluyen evaluaciones temporales para determinar según la evolución de la calidad de agua si se trata de un sistema con cambios rápidos o lentos y entonces fijar la temporalidad del muestreo.

Un estudio reciente (Hergt *et al.*, 2009) muestra en una comparación de datos hidrogeoquímicos de 2007 con datos de 1987 que no existe un cambio esencial en las concentraciones o valores de los elementos principales (F, Li, Na y T) que están utilizado en este programa de monitoreo. Un aumento en la frecuencia de muestreo no es necesario en este contexto, pero de otra forma cuando se trata de un comienzo de un programa de monitoreo se tiene que considerar empezar con una frecuencia alta de muestrear para contar con una base inicial de datos sólida.

La decisión sobre una frecuencia del programa de monitoreo en base de esta información depende del organismo operador y del costo para mantener el ritmo del muestreo.

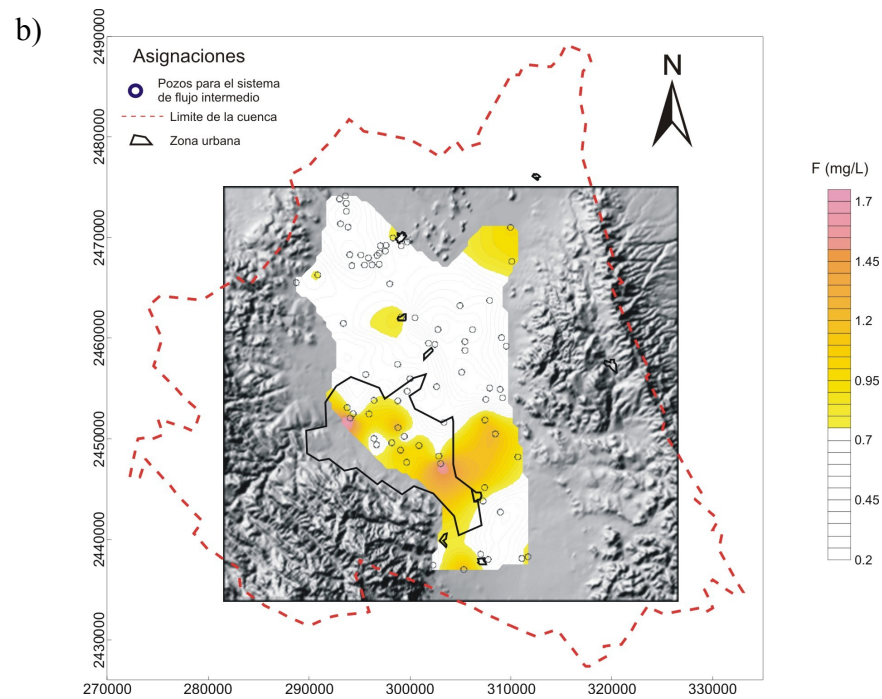
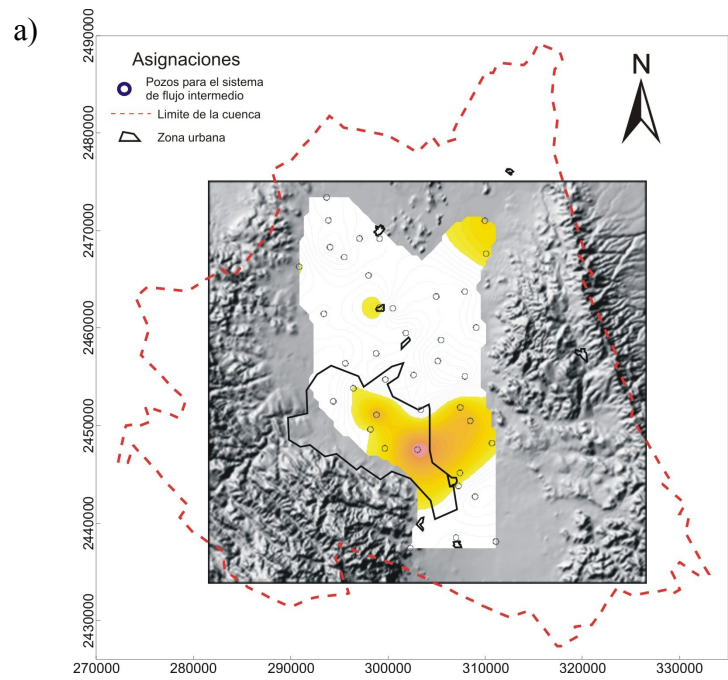


Figura 6-23: Distribución espacial de las concentraciones del F para el sistema de flujo intermedio para a) la red de monitoreo con 40 pozos y b) todos los 78 pozos

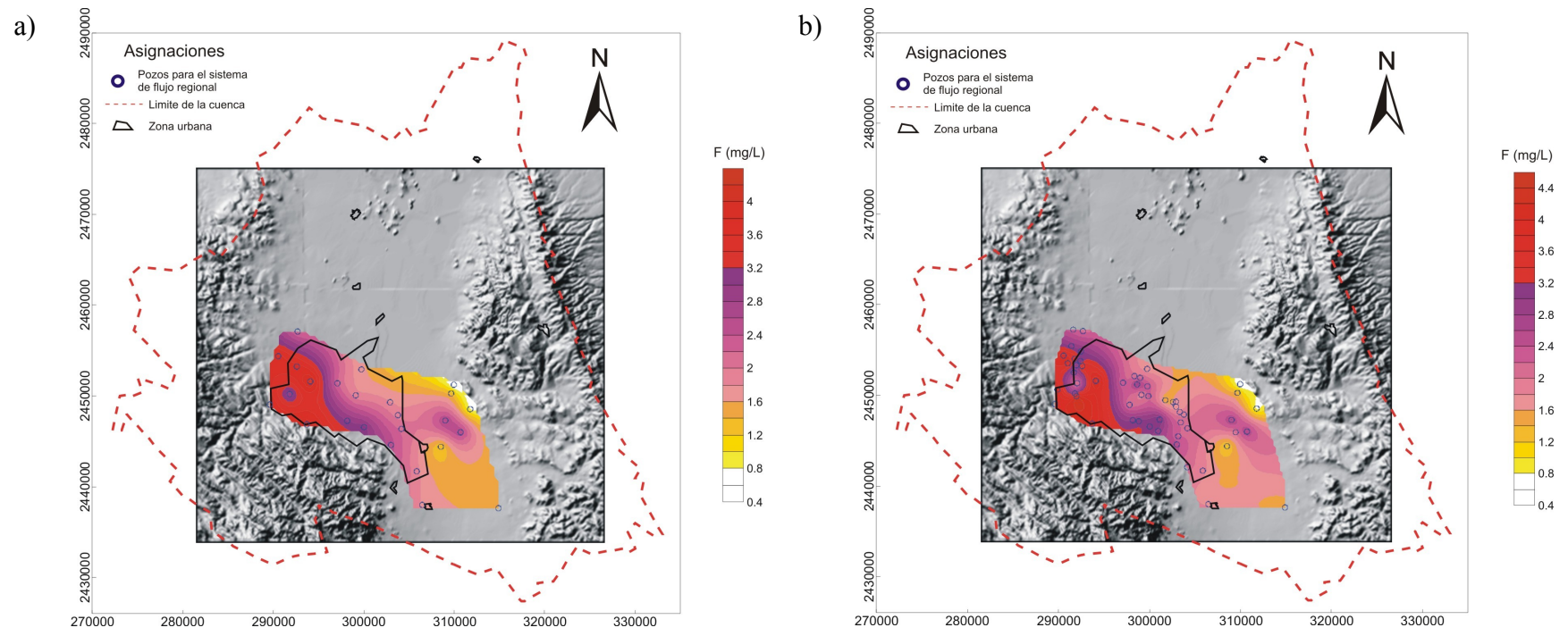


Figura 6-24: Distribución espacial de las concentraciones del F para el sistema de flujo regional para a) la red de monitoreo con 25 pozos y b) todos los 53 pozos

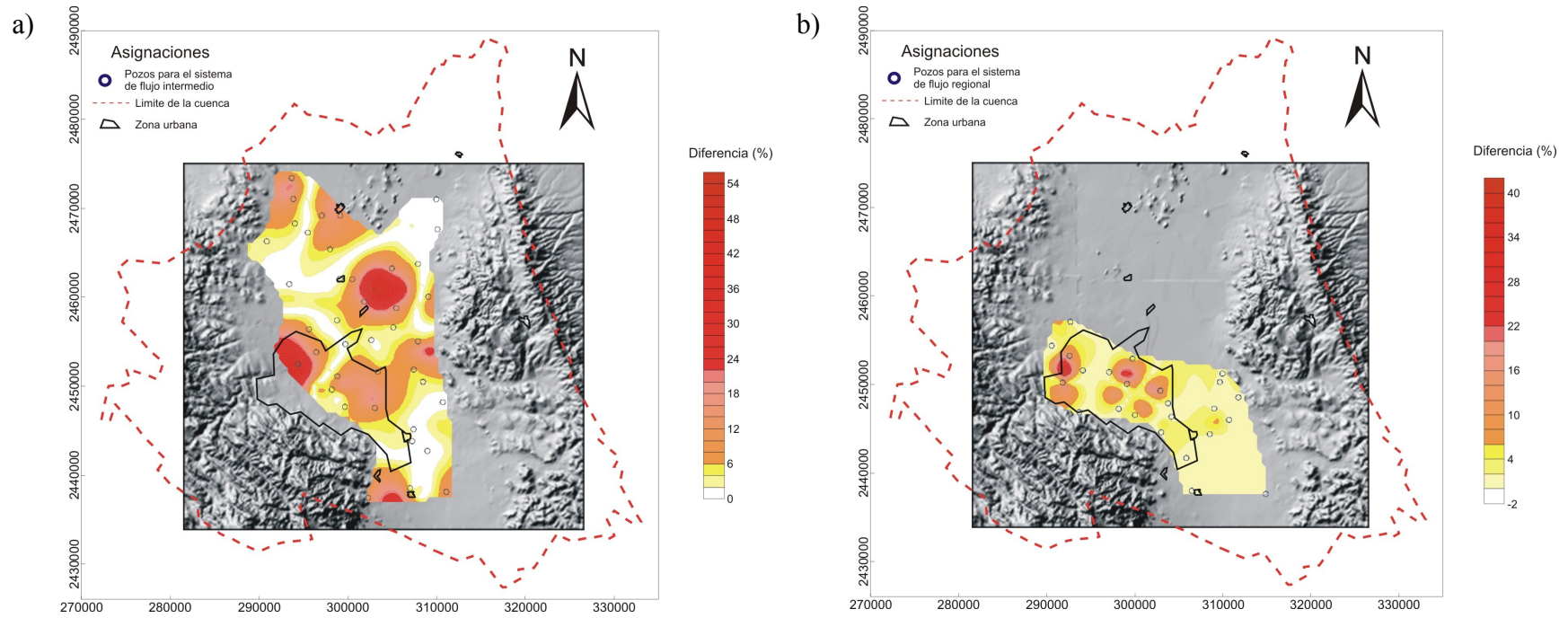


Figura 6-25: Distribución espacial de las diferencias absolutas medias de las estimaciones para a) la red de monitoreo del sistema de flujo intermedio (40 pozos) y b) la red de monitoreo del sistema de flujo regional (25 pozos)

7 Conclusiones

Para lograr un desarrollo sustentable en una región es necesario el conocimiento de diferentes variables del ámbito social, económico y ambiental. El enfoque a factores ambientales en este caso el agua subterránea es una condición esencial para evaluar la región en el manejo sustentable de este recurso.

En este estudio se investigó la distribución espacial de las variables más importantes para el diseño de la red de monitoreo óptima de la calidad del agua subterránea del acuífero profundo, que permita a las instituciones correspondientes tomar medidas necesarias para abastecer a la población con una calidad de agua que no represente un riesgo a la salud. En zonas áridas y semiáridas donde la disponibilidad de agua superficial es muy escasa, el agua subterránea cobra una mayor importancia. En la actualidad los problemas de abastecimiento de agua a la población y otros usuarios provienen en su mayoría de una gestión inadecuada y de la mala calidad de este recurso.

Para evaluar la disponibilidad y calidad de agua subterránea en una zona de interés, se necesita en especial el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico e hidrogeoquímico del acuífero. Las variables y parámetros que describen a un sistema, incluyen un grado de incertidumbre que dificulta la correcta evaluación del subsuelo, en especial cuando se empieza con el desarrollo de un acuífero, pero su grado de conocimiento se aumenta con el tiempo. El monitoreo a largo plazo es un medio probado que permite ofrecer informaciones de manera continua, disminuyendo de esta manera la incertidumbre y ayudando a encontrar soluciones que provean un mejor conocimiento del subsuelo.

Actualmente existe en el valle de San Luis Potosí una red de monitoreo que está incluida en la Red Nacional de Monitoreo y que consiste de 13 pozos emplazados en el acuífero profundo y 3 pozos en el acuífero somero. Debido a que esta red no fue diseñada ex profeso, considerando los parámetros relevantes y distribución de estos, esta red no es suficiente para detectar modificaciones en la calidad del agua con suficiente detalle y grado de confianza. Por tal motivo es necesario diseñar una red que ofrezca datos sobre la calidad del agua, distribuidos de manera representativa sobre toda el área de aprovechamiento del acuífero y considerado un costo mínimo.

Haciendo uso de métodos estadísticos y probabilísticos, en el curso del presente trabajo, se determinó la ubicación de los puntos de monitoreo óptimos, de manera que se reduzca a un mínimo el grado de incertidumbre en referencia a la distribución espacial de las variables observadas, para los sistemas de flujo de agua subterránea intermedios y regionales en el Valle de San Luis Potosí.

Una problemática en el uso de los programas estadísticos, es la variación en los resultados finales según las modificaciones que se realicen a los valores iniciales. Una modificación a un grupo de datos base durante alguno de los pasos individuales del procedimiento de análisis, puede llevar a un resultado diferente y conclusiones en especial respecto al caso de los sistemas de flujo. El cuidado en el análisis y la interpretación de los resultados es indispensable para obtener un resultado adecuado que se pueda reflejar en una imagen clara del funcionamiento del acuífero y de los sistemas de flujo.

Métodos convencionales como la geofísica ayudan a encontrar la distribución de las unidades geológicas, pero una observación continua de la evolución de la calidad y/o nivel freático del agua subterránea ofrece más opciones para una evaluación de la situación en el subsuelo.

En San Luis Potosí existe una problemática reconocida respecto al abastecimiento de agua a la población con una calidad satisfactoria. Desde hace muchos años, la incorporación de manera natural del elemento Flúor al agua subterránea extraída, causa atención a toda la población en la región y en especial en San Luis Potosí. En algunas zonas del área de estudio se detectaron valores mayores de 1.5 mg/L (valor de referencia de NOM-127-SSA1-1994). Otros elementos en concentraciones por encima de los límites permisibles no fueron detectados en el muestreo realizado en el curso del presente trabajo.

Para el diseño de la red de monitoreo se seleccionó el Flúor junto con la Temperatura, Litio y Sodio como principales indicadores del sistema de flujo regional, el cual es responsable de una disminución en la calidad de agua en el abastecimiento. Estas variables también sirven para efectuar una diferenciación de los flujos de agua subterránea. Otros elementos químicos o datos fisicoquímicos analizados no contribuyeron en forma significativa para la diferenciación. Elementos como el arsénico y boro que pueden ayudar en una

diferenciación de los sistemas de flujos no fueron analizados. Al realizar una separación de los flujos, se pueden distinguir entre zonas donde predomina la extracción de agua asociada al flujo regional y agua asociada al flujo intermedio, este último con mejor calidad del agua. La distribución espacial de los sistemas de flujos en el caso de San Luis Potosí muestra la dificultad de una descripción detallada del subsuelo. Mientras las extracciones emplazadas en el sistema de flujo regional ocupan una zona menor principalmente localizada en la zona urbana, las asociadas al sistema de flujo intermedio se extienden casi hasta los límites de la cuenca. La superposición parcial de los sistemas de flujo al lado de la zona urbana presenta una dificultad en la decisión dónde se encuentran los sistemas específicos. Su detección en el subsuelo depende principalmente de la profundidad de las unidades hidrogeológicas y del diseño de los pozos. Una evaluación en tercera dimensión es recomendada para una mejor descripción de la distribución de los sistemas de flujo en esta zona en dependencia de las unidades hidrogeológicas y de las profundidades de los pozos. El conocimiento de la distribución del material granular en la zona de estudio ayuda en la ubicación de posibles sitios para la construcción de pozos y el abastecimiento de la población con un agua de una mejor calidad. La supervisión continua del conjunto de estas variables (T, Na, Li y F), como representativas del sistema de flujo regional, asegura una detección rápida y confiable de un cambio en la dinámica del comportamiento de los sistemas de flujo del agua en la zona y tomar medidas para controlar la afectación del abastecimiento a los diferentes usuarios. Un programa de monitoreo a largo plazo es una opción para mejorar el modelo conceptual del subsuelo y ubicar zonas de interés con la presencia del sistema de flujo intermedio. Si se puede mejorar de esta manera el abastecimiento de la población con un agua de buena calidad, la cantidad del agua ofrecida depende principalmente del caudal de extracción en los pozos. Como en las rocas volcánicas fracturadas el rendimiento en la extracción del agua es mejor pero acompañado con una calidad de agua inferior, un aumento en la extracción en el material granular puede causar un flujo vertical ascendente proveniente de las rocas volcánicas fracturadas y con una peor calidad. La solución se tiene que encontrar en una gestión adecuada que considera estos aspectos geológicos del subsuelo.

Para aplicar el diseño, se construyó una malla de estimación que cubre homogéneamente el área de interés. Los nodos de esta malla sirven como puntos de estimación en donde se tiene que disminuir el error entre la red calculada con todos los puntos y la red posible con los puntos seleccionados en el procedimiento de filtro de Kalman. Los errores calculados en los nodos de la malla tienen que ser pequeños.

Finalmente se obtuvo una red de monitoreo para el sistema de flujo intermedio que incluye 40 pozos y para el sistema de red intermedio con 25 pozos. La cantidad de puntos de monitoreo depende también de la extensión de los sistemas de flujos detectados en el subsuelo. Con estos números de puntos propuestos, se puede estimar la evolución de los elementos químicos y fisicoquímicos para cada sistema de flujo con una incertidumbre aceptable a un menor costo.

Los resultados obtenidos de la ubicación de los puntos de monitoreo y las variables a medir es solo el primer paso en el diseño de red de monitoreo para el desarrollo sustentable de la región, más importante después del análisis es el seguimiento del monitoreo con la captura de las variables hidrogeoquímicas del agua de manera continua, para entender todas las características y respuestas del acuífero durante la extracción.

Para una descripción exacta de la situación actual de funcionamiento del acuífero no solo es necesario un monitoreo a largo plazo sino también un conocimiento de los términos que definen las consecuencias de un uso intensivo de agua subterránea en el ámbito económico, social y ambiental y las implicaciones que provienen del balance de agua si no es utilizado en su sentido correcto.

El conocimiento técnico en la instalación de la red de monitoreo y en la captura de los datos es importante, pero también una evaluación científica para reconocer la evolución hídrica en el subsuelo. Si no existe la capacidad científica en el uso de una red de monitoreo, los resultados obtenidos y evaluados pueden conducir a decisiones y/o consecuencias que puedan dañar el ecosistema de manera irreparable. Aún cuando no existe una fuente potencial de contaminación evidente en el ambiente, es necesario mantener una vigilancia constante, para asegurar la calidad de este recurso para el abastecimiento de los usuarios. Este procedimiento se realiza por zonas e intervalos temporales definidos, con el fin de

detectar cambios en calidad y cantidad a largo plazo. Los criterios para determinar la intensidad del monitoreo del agua subterránea están siempre bajo vigilancia para detectar cambios en las características de los sistemas de los flujos modificando frecuencias y densidades en la red de monitoreo para garantizar la protección del recurso y la población.

El resultado obtenido en esta investigación solamente es una imagen momentánea del acuífero y de los sistemas de flujo de agua subterránea asociados. La dinámica de este recurso y de su medio hace siempre necesario una verificación en la construcción de red con una posible adaptación de los puntos de monitoreo incluidos. Con progreso en el tiempo y la colección de datos, se aumenta el conocimiento sobre el funcionamiento del acuífero y en base a ello, se puede cambiar y especificar el objetivo y el esquema de monitoreo.

Esencial para una protección efectiva y conservación de los recursos subterráneos es la existencia de instituciones responsables para establecer e implementar estrategias y controles de gestión para prevenir y proteger el agua subterránea de impactos.

Sistemas de toma de decisiones para proteger el agua subterránea, deben estar basados en resultados obtenidos por investigaciones hidrogeológicas y un monitoreo de la calidad de agua subterránea. La tarea de hidrogeólogos y científicos relacionados al problema, es la evaluación correcta de los datos e informaciones proporcionadas por el monitoreo para precisar las decisiones sobre medidas a implementar, con el fin de proteger la calidad del agua subterránea y evaluar posibles impactos, contribuyendo al balance de intereses entre el desarrollo socioeconómico y la protección del ambiente.

La crisis de agua en el mundo y en México es causada principalmente por falta de transparencia en la asignación de derecho de agua y gestión por el sistema político de manejo. La subvención indiscriminada de servicios de abastecimiento, la falta de información, el debilitamiento político y financiero de la función pública, la degradada cultura de lo colectivo y el crecimiento sin control favorecen modelos de gestión ineficientes, presididos por un elevado grado de irresponsabilidad individual y colectiva. San Luis Potosí presenta características en su gestión parecidas, que se expresa en una distribución de agua insuficiente y falta de requerimientos técnicos para el ahorro de agua.

Una disminución de las fugas en la red y la protección del acuífero ante una extracción intensiva sin control pueden limitar un deterioro en la calidad de agua subterránea y de la superficie que ya presenta daños irreversibles causados por esta extracción intensiva.

Con la nueva cultura de agua existe un instrumento para mejorar el sistema con la participación conjunta de los usuarios y productores del agua en una manera que protege el ambiente y satisface las necesidades de todos los grupos de interés con este recurso hídrico.

La perspectiva de la nueva cultura de agua sugiere que al alcance de la responsabilidad del manejo del agua debe confrontar los problemas de la gestión de la demanda y protección del área con el objetivo de construir estrategias de manejo de agua socialmente justas y socialmente aceptables. La instalación de un operador responsable incluye objetivos para proteger el ambiente, asegurar la equidad de distribución con precios justos y acordes al costo real. La supervisión del proceso incluye la sociedad civil y el gobierno local.

Cualquier esquema de manejo requiere la consideración de todos los recursos hídricos disponibles, así como todos los que están reclamando estas aguas para servicio doméstico, industrial, agrícola y público hasta al mismo ambiente como un legítimo actor. La rehabilitación y protección del ambiente visible no es solo una necesidad de una revaloración de agua con respecto a los valores sociales, culturales y éticos sino también es una forma de proteger el ambiente subterráneo. La Ley de Aguas Nacionales de 2004 incluye el ambiente como un demandante legítimo para el agua, pero los casos de un uso inadecuado de los acuíferos manifestada por el aumento de contaminantes, subsidencia y abatimiento de los niveles freáticos manifiestan la incapacidad de implementar políticas de conservación, tratamiento y reutilización por los organismos operadores.

Para un desarrollo de manera sustentable no siempre es necesario un crecimiento con respecto al progreso económico y social. Muchas veces es suficiente la búsqueda de un camino que limite las destrucciones ambientales para un futuro seguro y digno.

8 Bibliografía

- Aguilar, A., B. Graizbord y A. Sánchez Crispín (1996): *Las ciudades intermedias y el desarrollo regional en México*. – Consejo Nac. para la Cultura y las Artes, Universidad Nac. Autónoma de México, El Colegio de México A. C., México, 403 p.
- Akin, H. y Siemens, H. (1988): *Praktische Geostatistik*. - Springer Verlag, Berlin, 304 p.
- Andricevic, R. (1990): *Cost-effective network design for groundwater flow monitoring*. - Stochastic Hydrol. Hydraul. 27-41.
- Angulo, M. y W. H. Tang (1999): *Optimal ground-water detection monitoring system design under uncertainty*. - Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. Jour of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering.
- Arrojo Agudo, P. (2006): *Las Funciones del Agua*. - En: Barkin (coord.): *La Gestión del Agua Urbana en México: Retos, debates y bienestar*, Universidad de Guadalajara, México, pp. 47 – 56.
- ASCE (American Society of Civil Engineers) (1990a): *Task Committee on Geostatistical Techniques, Review of geostatistics in geohidrology I: Basic concepts*. - Journal of Hydraulic Engineering, vol.CXVI, 5, 1990a, pp. 612-632.
- ASCE (American Society of Civil Engineers) (1990b): *Task Committee on Geostatistical Techniques, Review of geostatistics in geohidrology II: Applications*. - Journal of Hydraulic Engineering, vol.CXVI, 5, pp. 633-658.
- ASCE (American Society of Civil Engineers) (2003): *Long -Term Groundwater Monitoring: The State of the Art*. - Task Committee on the State of the Art in Long-term Groundwater Monitoring Design, U.S.A..
- Aziz, J. J., C. J. Newell, H. S. Rifai, M. Ling y J. R. Gonzalez (2000): *Monitoring and remediation optimization system (MAROS) software user's guide*. – Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks Air Force Base, TX.
- Barkin, D. y D. Klooster (2006): *Estrategias de la Gestión del Agua Urbana*. - En: Barkin (coord.): *La Gestión del Agua Urbana en México: Retos, debates y bienestar*, Universidad de Guadalajara, México, pp. 1-46.
- Barkin, David (coord.) (2006): *La Gestión del Agua Urbana en México: Retos, debates y bienestar*, Universidad de Guadalajara, México, (Introducción, pp. xxi-xxviii).
- Bender, S., F. Einsiedl y S. Wohnlich (2001): *Scheme for development of monitoring networks for springs in Bavaria, Germany*. - Hydrogeology Journal 9, 208–216.

- Bredehoeft, J. D. (2002): *The water budget myth revisited: why hydrogeologists model*. - Ground Water 40(4), pp. 340–345.
- Brosius, G. y Brosius, F. (1995): *SPSS - Base System und Professional Statistics*. - International Thomson Publishing Company, Bonn, 1002 S.
- Bueso MC, Angulo JM, Alonso FJ (1998) *A state-space model approach to optimum spatial sampling design based on entropy*. - Environ Ecol Stat 5:29–44
- Buller, R. D., A. Gradet, y V.S. Reed (1984): *Ground water monitoring system design in a complex geologic setting*. - Proceedings of the Fourth National Symposium on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring, National Water Association, Worthington, U.S.A., pp. 186-194.
- Cameron, K. y P. Hunter (2000): *Optimization of LTM networks, using GTS: Statistical approaches to spatial and temporal redundancy*. - Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks AFB, Texas.
- Cardona A., A. García-Rangel & J. J. Carrillo-Rivera (2004): *Wastewater contamination affecting local flow systems: Implications on intermediate and regional systems used for water supply, San Luis Potosí, Mexico*. - Congreso conjunto XXXIII AIH & 7º ALHSUD, Zacatecas, México, Octubre 2004, Memoria en CD.
- Cardona, A. (1990): *Caracterización físico-químico y origen de los sólidos disueltos en el agua subterránea del Valle de San Luis Potosí; su relación con el sistema de flujo*. - Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis en Maestría en Ciencias. 97 p.
- Cardona, A. y Carrillo-Rivera, J. J. (2006): *Hidrogeoquímica de sistemas de flujo intermedio que circulan por sedimentos continentales derivados de rocas riolíticas*. - Ingeniería hidráulica en México, vol. XXI, núm. 3, pp. 69-86.
- Cardona, A., J. Castro-Larragoitia, G. Herrera-Zamarrón, B. López-Alvarez, E. Núñez-Hernandez y E. Escamilla-De La Rosa (2007): *Diseño de redes de monitoreo de la calidad y carga hidráulica para el acuífero profundo del Valle de San Luis Potosí*. - FMSLP-2005-CO1-10, Segundo Informe parcial COPOCyT-Fondos Mixtos.
- Cardona, A., J. J. Carrillo-Rivera y M. A. Armienta H. (1993): *Elemento traza: contaminación y valores de fondo en aguas subterráneas de San Luis Potosí, SLP, México*. - Geofísica Internacional, Vol. 32, Num. 2, pp. 277-286.
- Cardona, A., J.J. Carrillo-Rivera, G.J. Castro-Larragoitia y E.H. Graniel-Castro. (2008): *Combined use of indicators to evaluate waste-water contamination to local flow systems in semi-arid regions: San Luis Potosí, Mexico*. - Selected Papers XXXIII-IAH International Congress, Zacatecas, México. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Balkema, Taylor & Francis. Leiden, NL., pp. 85-104.
- Carrillo-Rivera, J. J. (1992): *The hydrogeology of the San Luis Potosi Area, Mexico*. - Ph.D. thesis, University of London, U.K., 203 p.

- Carrillo-Rivera, J. J. (2000): *Application of the groundwater-balance equation to indicate interbasin and vertical flow in two semi-arid drainage basins, México*. - Hydrogeol. J. 8. 503-520 p.
- Carrillo-Rivera, J. J., A. Cardona and W. M. Edmunds (2002a): *Use of abstraction regime and knowledge to control high-fluoride concentration in abstracted groundwater: San Luis Potosí basin, Mexico*. - J. of Hydrology 261. 24-47 p.
- Carrillo-Rivera, J. J., B. Cardona, R. Guisar, T. Hergt y L. Maderey (1999): *Recopilación, integración y ordenamiento de información relativa a los sistemas de flujo de agua subterránea en la cuenca de San Luis Potosí y su relación con la Sierra Madre Occidental*. - CNA. Instituto de Geografía, UNAM, Convenio SGT-GAS-001/PRO99, Vol. 5.
- Carrillo-Rivera, J. J., R. Huizar, T. Hergt, P. Medellín Milán, A. Cardona, G. Angeles Serrano, M. Osorio Veloz (2002b): *Control de la concentración de fluoruro en el agua extraída en pozos de las ciudades de San Luis Potosí, SLP y Aguascalientes, Ags.* - Sistema de Investigación "Miguel Hidalgo".
- Carrillo-Rivera, J. J., A. Cardona y T. Hergt (2004): *Inducción de agua termal profunda a zonas someras: Aguascalientes, México*. - En: El agua en México vista desde la academia, Blanca Jiménez y Luis Marin (eds), Academia Mexicana de Ciencias, pp 137-158.
- Carrillo-Rivera, J.J. y Armienta, M.A. (1989): *Diferenciación de la contaminación inorgánica de las aguas subterráneas del valle de la ciudad de San Luis Potosí, México*. - Geofísica Int. México, 28(4), pp. 763-783.
- Carrillo-Rivera, J.J., A. Cardona and D. Moss (1996): *Importance of the vertical component of groundwater flow: a hydrochemical approach in the valley of San Luis Potosí, Mexico*. - J. Hydrol., 185, pp. 23-44.
- Carrillo-Rivera, J.J., Varsányi, I., Kovács, L.Ó. y Cardona, A. (2007): *Tracing groundwater flow systems with hydrogeochemistry in contrasting geological environments*. Water Air Pollut, Vol. 184, pp. 77-103.
- Carrillo-Rivera, J.J.; Cardona, B.; Huizar, R.; Hergt, T; Morales, L. M., Angeles Serrano, G., Osorio Veloz, M. (2000):. *Definición hidrogeoquímica de los sistemas de flujo de agua subterránea en la cuenca de San Luis Potosí*. - CNA, I de Geografía, UNAM, Conv SGT-GAS-004/PRO2000-11-30, 260 p.
- Castillo Cruz, A. del C. (2003): *Modelo hidrogeológico conceptual de la zona de San Luis Potosí – Villa de Reyes y su relación con la química del agua subterránea*. - Tesis de licenciatura. Fac. de Ingeniería, UASLP, San Luis Potosí, p. 109.
- CDHCU (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión) (2008): *Ley de Aguas Nacionales*. - Última reforma publicada 18-04-2008, 103 p.

- CEUM (2006): *Constitución de los Estados Unidos Mexicanos*. - Disponible en Internet en: <http://info4.juridicas.unam.mx/juslab/leylab/250/> Fecha de consulta: 14.05.09.
- CNUMAD (1992): *Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. - Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Río de Janeiro, Brasil. 3 a 14 de junio.
- CONAGUA (2002): *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero San Luis Potosí, Estado de San Luis Potosí*. - Comisión Nacional del Agua. 27 p.
- CONAGUA (2007): *Acuíferos de Mexico*. – Pagina de Internet, www.cna.gob.mx (25.03.07)
- CONAGUA (2008): *Estadísticas del Agua en México - Edición 2008*. - Comisión Nacional del Agua, México DF, 233 p.
- COTAS (2003): *Proyecto Plan de Manejo Integral del Acuífero de San Luis Potosí*. - Comité Técnico de Aguas subterráneas Acuífero del Valle de SLP, A.C., San Luis Potosí, 60 p.
- COTAS (2005): *Estudio Técnico del Acuífero 2411 “San Luis Potosí”*. - Comité Técnico de Aguas subterráneas Acuífero del Valle de SLP, A.C., San Luis Potosí, 70 p.
- Cuador Gil, C. J. Q. (2003): *Elementos de geoestadística*. - www.monografias.com (02.05.2006)
- Custodio, E. (2000): *The complex concept of overexploited aquifer*. - Papeles de la Fundación Marcelino Botín, Madrid 2: pp. 1–45.
- Custodio, E. (2002): *Aquifer overexploitation: what does it mean?* - Hydrogeol J., 10, pp. 254–277.
- De Lira Santillán, A. G. y B. Nieto Ahumada (1989): *Fluoruros en aguas de consumo en la ciudad de San Luis Potosí y área conurbada con el municipio de Soledad de Graciano Sánchez*. – Tesis Profesional, UASLP, SLP.
- Declaración De Alicante (2006): *La importancia de las aguas subterráneas en el mundo Una llamada a la acción para su uso, gestión y desarrollo responsables*. - Simposio Internacional para el Uso Sostenible de las Aguas Subterráneas (ISGWAS), Alicante, España, 23-27 enero del 2006, 4 p.
- Delgado, J. (1993): *Querétaro: hacia la ciudad-región*. - Estudios Demográficos y Urbanos 24, El Colegio de México, Vol. 8 (3), pp. 655-699.
- Delhomme, J. (1978): *Kriging in the Hidrosociences*. - Advances in Water Resources. 1(5):pp. 251-265.

- Delhomme, J. P. (1979): *Spatial Variability and Uncertainty in Groundwater Flow Parameters: a Geostatistical Approach*. - In: Water Resour. Res., 15, pp. 269-280.
- Deutsch, C. V. y Journal, A. G. (1998): *GSLIB - Geostatistical Software Library and User's Guide*. - 2nd Edit., Oxford University Press, New York, Oxford, 369 p.
- Devlin, J. F., M. Sophocleous (2005): *The persistence of the water budget myth and its relationship to sustainability*. - Hydrogeol J., 13, pp. 549-554.
- Díaz de León, E. (1988): *Estudio actualizado (87-88) de la calidad de agua de abastecimiento en la ciudad de San Luis Potosí*. - IIZD UASL, Edición mimeografiada.
- Díaz Viera, M. A. (2002): *Una metodología alternativa para el diseño de una red de monitoreo nueva en aguas subterráneas para fines de manejo con casi ninguna información*. - Instituto de Geofísica, UNAM. Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA, Cuba.
- Díaz, M. A. (2002): *Geoestadística Aplicada*. - Instituto de Geofísica, UNAM, Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA, Cuba, 2002.
- DOE (2001): *A report to Congress on long-term stewardship - Volume I-Summary report*. Office of Environmental Management, Office of Long-Term Stewardship, United States Department of Energy, Washington, D.C., DOE/EM-0563, January.
- DOF (Diario oficial de la Federación) (1961): *Diario oficial de la Federación No. 31 - 30 junio 1961*, T.G.N.-6216-60.
- Dourojeanny, A., A. Jouravlev y G. Chávez (2002): *Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica*. - CEPAL; Serie División de Recursos Naturales e Infraestructura No 47, Santiago de Chile, 83 p.
- EAM (2008): *Estadística del Agua en México*. - CONAGUA, SEMARNAT, México DF, 203 p.
- Eco-Fin (2002): *Plan estratégico para el manejo integral y eficiente del recurso hídrico en la cuenca de San Luis Potosí - Villa de Reyes. Conservación de los recursos naturales, identificación de mecanismos de recarga natural y viabilidad de la recarga artificial en la cuenca de San Luis Potosí. Volumen I*. - Documento electrónico.
- Ely, D. M., M. C. Hill, C. R. Tiedeman y G. M. O'Brien (2000): *Evaluating observations in the context of predictions for the Death Valley regional groundwater system*. - Proceedings of the 2000 Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning and Management, Minneapolis, MN, compact disc, American Society of Civil Engineers, Washington, DC.

- Espino, C. (2008): *Red de monitoreo óptima de la carga hidráulica del acuífero somero de San Luis Potosí*. - Tesis de maestría. Unidad Académica de Ingeniería, Universidad Autónoma de Zacatecas, 160 p.
- Esquivel Ramírez, R., M. E. Zermeño de León y J. Arellano Sánchez (2004): *Análisis geodésico de la subsidencia en la ciudad de Aguascalientes*. - Revista Cartográfica, Número 78/79.
- Fix, J. E. (1975): *The crust and upper mantle of central Mexico*. - Geophysical Journal of the Royal Astronomical Society, 43, pp. 453-499.
- Foster, S., A. Lawrence y B. Morris (2001): *Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano, evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias*. - Documento Técnico del Banco Mundial No 390, Banco Mundial Washington DC, 60 p.
- Gallegos González, Y. (2002): *Una interpretación hidrogeoquímica del acuífero profundo del Valle de San Luis Potosí, Información para una estrategia de abastecimiento*. - Tesis de Maestría, UASLP, Facultad de Ingeniería, 282 p.
- Gangopadhyay, S., A.D. Gupta y M. H. Nachabe (2000): *Evaluation of Groundwater Monitoring Network by Principal Component Analysis*. - Groundwater 39, no. 2: pp. 181-191.
- García, M. E. (1988): *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. - Instituto de Geografía de la UNAM, 4ª edición. México.
- Goldberg, D. E. (1989): *Genetic Algorithms in search, optimization, and machine learning*. - Addison-Wesley-Longman-Reading, Massachusetts.
- González Hita, L., G. Herrera Zamarrón, A. Cardona Benavides, J. Mora Rodríguez, H. E. Junez Ferreira, L. Becerra Soriano y C. Gutiérrez Ojeda (2003): *Contaminación difusa en el agua subterránea en el acuífero Irapuato-Valle, Gto.* - CNA-IMTA, 262 p.
- González, L., Mora, J., Herrera, G., J. Junez, H., Padilla L. y Rodríguez, L. (2005): *Actualización geohidrológica de los acuíferos subyacentes al lago de Pátzcuaro*. - Primera etapa. Fundación Gonzalo Río Arronte Comité del Agua. IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua).
- Guevara Gasca, V. A. (2007): *Distribución espacial y abastecimiento del agua para uso humano, en el área metropolitana de la ciudad de San Luis Potosí: problemática, implicaciones y alternativas*. - Maestría en Ciencias Ambientales, Facultades de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, 162 p.
- Harmancioglu, N.B., O. Fistikoglu, S. D. Ozkul, V. P. Singh y N. Alpaslan (1999): *Water Quality Monitoring Network Design*. - Kluwer Academic Publishers, Boston.

- Harmancioglu, N.B., O. Fistikoglu, S. D. Ozkul, V. P. Singh y N. Alpaslan (1999): *Water Quality Monitoring Network Design*. - Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Hergt T., J. J. Carrillo-Rivera y otros (2002): *Asesoría sobre consideraciones geohidrológicas de la relación bosques-agua en la región Sierra Gorda*. - Informe final para INE, SEMARNAT. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Hergt, T. y J. J. Carrillo-Rivera (2004): *Investigación de la conductividad hidráulica vertical en un medio de gran espesor, Aguascalientes, México*. - Congreso conjunto XXXIII AIH & 7° ALHSUD, Zacatecas, México, Octubre 2004, Memoria en CD.
- Hergt, T., J. Castro-Larragoitia, A. Cardona-Benavides y J. J. Carrillo-Rivera (2009): *Análisis multivariado en la definición de sistemas de flujo de agua subterránea en San Luis Potosí, México*. - Ingeniería Hidráulica en Mexico. Vol. XXIV. Número 4. Octubre-Diciembre. Jiutepec. Morelos. (en impresión)
- Herrera, G. (2007): *Introducción al diseño de redes de monitoreo*. - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Julio 2007, 30 p, Documento interno.
- Herrera, G. (1998): *Cost effective Groundwater Quality Sampling Network Design*. - Ph. D. Dissertation, University of Vermont, Burlington, Vermont, 1998. 172 p.
- Herrera, G. y G. Pinder (2005): *Space-time optimization of groundwater quality sampling networks*. - Water Resources Research, Vol. 41, W12407, doi:10.1029/2004WR003626, 15 p.
- Herrera, G., J. Guarnaccia y G. F. Pinder (2000): *A methodology for the design of space-time groundwater quality sampling networks*. - Proceedings of the Conference Computational in Water Resources XIII, vol. 1, Computational methods, subsurface and transport, L.R. Bentley, et al., Balkema, Rotterdam, pp.579-585.
- Herrera, G., Champo S. y Bravo J. (2007): *Modelo de Flujo del Agua Subterránea y Diseño de Red de Monitoreo para el Acuífero del Valle de Querétaro*. - 4to Congreso Internacional, 2do Congreso Nacional de Métodos Numéricos en Ingeniería y Ciencias Aplicadas". UMSNH –aSMMNI – CIMNE, México
- Hill, M. C., M. D. Ely, C. R. Tiedeman, F. A. D'Agnesse, C.C. Faunt y B.A. O'Brien (2000): *Preliminary evaluation of the importance of existing hydraulic-head observation locations to advective-transport predictions, Death Valley regional flow system. California and Nevada*. – U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4282, <http://water.usgs.gov/pubs/wri/wri004282/>.
- Holland, J. H. (1975): *Adaptation in natural and artificial systems*. - University of Michigan Press, Ann Arbor, Michigan.
- Hudak, P. F. y H. A. Loaiciga (1993): *An optimization method for monitoring network design in multilayered ground-water flow systems*. - Water Resources Research, vol. XXIX, 8, 1993, pp. 2835-2845.

- Hudak, P.F., H. A. Loáiciga, y M. A. Marino (1995): *Regional-scale groundwater quality monitoring via integer programming*. - Journal of Hydrology, vol. CLXIV, pp. 153-170.
- Husain, T. (1989): *Hydrologic uncertainty measure and network design*. - Water Resour Bull 25(3), 527–534.
- IDH-SLP (2005): *Informe sobre Desarrollo Humano - San Luis Potosí 2005*. - Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México DF, 112 p.
- IGF UNAM (Instituto de Geofísica) (1988): *Estudio geofísico geohidrológico del Valle de San Luis Potosí*. – Contrato Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos SARH CC-86-314D con el Instituto de Geofísica, UNAM.
- INEGI (2000): *XX Censo Nacional de Población, México*. - Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática) (2002): *Síntesis de Información Geográfica del estado de San Luis Potosí*.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática) (2009): *Zona fisiográficas*. – Base de datos, www.inegi.gob.mx (26.02.09)
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática) (2009): *Estadísticas a Propósito del Día Mundial del Agua*. – 11 p., (disponible en www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/contenidos/estadisticas/2009/agua09.doc (consultada en 18.05.2009).
- Iturribarria, C. (1855): *San Luis Potosí en Diccionario Universal de Historia y Geografía*. – México, Apéndice III, pp. 315-331.
- Jiménez-Torrecilla, N. y J. Martínez-Gil (2003): *Conclusions and documentation del Seminario “El problema de las inundaciones: Claves, razones y soluciones”*. - Febrero 2003, Universidad de Zaragoza, 17 p. (disponible en www.unizar.es/fnca).
- Jiménez-Torrecilla, N. y J. Martínez-Gil (2005): *The new culture of water in Spain: A Philosophy Towards A Sustainable Development (Draft)*. - 16 p. (disponible en www.unizar.es/fnca)
- Johnson, V. M., M. N. Ridley, R. C. Tuckfield y R. A. Anderson (1996): *Reducing the sampling frequency of groundwater monitoring wells*. - Environmental Science and Technology, vol. XXX, pp. 355-358.
- Journel, A. G. y C. J. Huijbregts (1978): *Mining Geostatistics*. - Academic Press, New York, 600 p.
- Júnez, H. (2005): *Diseño de una red de monitoreo de la calidad del agua para el acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato*. - Tesis de maestría. UNAM. División de Estudios de

- Posgrado de la Facultad de Ingeniería. Campus Cuernavaca, Morelos. México. 117 p. (+Anexos).
- Krastanovic, P.F. yV. P. Singh (1992): *Evaluation of rainfall networks using entropy: II. applications*. - Water Resour Manag 6, pp. 295–314.
- Labarthe-Hernández, G., G. M. Tristan y G. J. Aranda (1982): *Revisión estratigráfica del Cenozoico de la parte central del Estado de San Luis Potosí*. - Folleto Técnico 85, UASLP, Inst. Geol. y Met., SLP, 208 p.
- Labarthe-Hernández, G., L. S. Jiménez-López (1994): *Geología de la Porción Sureste de la Sierra de San Miguelito, S.L.P.* - Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Geología, Folleto Técnico No. 120, 34 p.
- Landín Rodríguez, L. E. (2006): *Parámetros fisicoquímicos y concentración de flúor y arsénico en el agua de los pozos de la ciudad de San Luis Potosí y zona conurbada. Alternativa de tratamiento: Adsorción de flúor y arsénico en la interfase Al_2O_3 activada/ solución acuosa*. - Maestría en Ciencias Ambientales, Facultades de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, 58 p. (más anexos)
- LGEEPA (2008): *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. - Publicada en el D.O.F. de fecha 28 de enero de 1988. (Incorpora modificaciones publicadas el 16 de mayo de 2008) México, (disponible en www.cddhcu.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgeepa.htm).
- Llamas, M. R. (1992): *La sobreexplotación de aguas subterráneas ¿bendición, maldición o entelequia?* - Tecnología del Agua, Barcelona, 91, pp. 54–68.
- Llamas, M. R. y E. Custodio (2002): *Acuíferos explotados intensivamente: Conceptos principales, hechos relevantes y algunos sugerencias*. – Boletín Geológico y Minero de España, Madrid, Vol. 113-3, pp. 223-228.
- Loáiciga, H. A. (1989): *An optimization approach for ground-water quality monitoring network design*. - Water Resources Research, vol. XXV, 8, pp. 1771-1780.
- Loaiciga, H. A., R. J. Charbeneau, L. G. Everett, G. E. Fogg, B. F. Hobbs y S. Rouhani (1992): *Review of ground-water quality monitoring network design*. – Journal of Hydraulic Engineering, 118 (1), pp. 11-37.
- López Álvarez, B. (2008): *Diseño óptimo de la red de monitoreo de carga hidráulica del acuífero profundo de San Luis Potosí*. – Maestría en Hidrosistemas, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería, 115 p.
- Maderey Rascón, L. E. y J. J. Carrillo-Rivera (2005): *El recurso agua en México: Un análisis geográfico. Temas selectos de geografía de México*. - Instituto de Geografía, UNAM.

- Martínez Cortina, L., N. Hernández-Mora y M. R. Llamas (2002): *El uso sostenible de las aguas subterráneas en España*. – Boletín Geológico y Minero de España, Madrid, Vol. 113-3, pp. 229-241.
- Martínez Ruiz, V. J. (1997): *Actualización del marco geológico del subsuelo del Valle de San Luis Potosí*. – Folleto técnico No. 123, Inst. Geol. Met. UASLP, 19 p.
- Martínez, S. (2005): *Los dilemas de la urbanización en zonas áridas: una visión de San Luis Potosí desde la hidrogeología urbana y la geografía regional*. - Tesis de Maestría. Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México, DF. p.117.
- Massman, J. y R. A. Freeze (1987): *Ground-water contamination from waste-management sites: The interaction between risk-based engineering design and regulatory policy, 1. Methodology*. - Water Resources Research, vol. XXIII, 2, pp. 351-367.
- Mata Segura, J. L., R. Torres L., G. Labarthe H., R. López D. y R. Rodríguez R. (2003): *La Falla Aeropuerto en la zona urbana de San Luis Potosí*. - Congreso Nacional de Geología, Morelia, México.
- Matheron, G. (1965): *Les variables regionalisées et leur estimation*. – Edition Masson et Cie, Paris Paris, 212 p.
- Matheron, G. (1970): *La Théorie des Variables Regionalisées et ses Applications*. - Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau, Fascicule 5, Ecole de Mines de Paris, 212 p.
- Maybeck, P. (1979): *Stochastic Models, Estimación, and Control, Volume 1. Introduction*. – Academic Press, Inc., pp. 1-16.
- Mc Donald, M. G. y A. W. Harbaugh (1988): *A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model*. – U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Medellín-Milán, P., M. C. Alfaro-de la Torre, A. G. De Lira-Santillán, B. Nieto-Ahumada y I. Sarabia-Meléndez, I. (1993). *Fluoride in drinking waters, its correlation with parameters of the aquifer and effect on dental health in the City of San Luis Potosi, Mexico*. - Proc. Water quality Tech. Conf., Am. Water Works Assoc. 2, pp. 1011-1024.
- Metropolis, N., A. W. Rosenbluth, M. N. Rosenbluth, A. H. Teller y E. Teller (1953): *Equations of state calculations by fast computing machines*. - Journal of Chemistry and Physics, vol. XXI, 6, pp. 1087-1091.
- Meyer, P. D. y E. D. Brill (1988): *Method for locating wells in a ground-water monitoring network under conditions of uncertainty*. -Water Resources Research, vol. XXIV, 8, pp. 1277-1282.

- Mogheir, Y., V.P. Singh y J. L. de Lima (2003): *Redesigning the Gaza Strip groundwater quality monitoring network using entropy*. - In Singh VP, Yadava RY (eds), Groundwater pollution, Allied Publishers Pvt. Limited, New Delhi, India 5, pp. 315–331.
- Mogheir, Y. (2003): *Assessment and Redesign of Groundwater Quality Monitoring Networks Using the Entropy Theory—Gaza Strip Case Study*. - Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal, 319 p.
- Mogheir, Y. y V. P. Singh (2002): *Application of information theory to groundwater quality monitoring networks*. - Water Resour Manag 16(1), 37–49.
- Mogheir, Y., V. P. Singh y J. L. de Lima (2006): *Spatial assessment and redesign of a groundwater quality monitoring network using entropy theory, Gaza Strip, Palestine*. - Hydrogeology Journal 14, pp. 700–712.
- Mogheir, Y., V. P. Singh y J. L. de Lima (2006): *Spatial assessment and redesign of a groundwater quality monitoring network using entropy theory, Gaza Strip, Palestine*. - Hydrogeology Journal 14, pp. 700–712.
- Monroy Castillo, M. I. y T. Calvillo Unna (1997): *Breve historia de San Luis Potosí, Fideicomiso Historia para las Américas*. – El Colegio de México y Fondo de Cultura Económico, México, 335 p.
- Mulvey, P. (2002): *Groundwater monitoring*. - Environmental & Earth Sciences Pty Ltd. www.groundscience.com/papers/modelling/a15groundwatermonitor.pdf (02.05.2006).
- Naber, S., B. Buxton, N. McMillan y A. Soares (1997): *Statistical method for assessing the effectiveness of intrinsic remediation*. - Proceedings of the Fourth International Symposium on In Situ and On-Site Bioremediation, vol. V, Battelle Press, Columbus, Ohio, pp. 348-354.
- Nieto-Samaniego A. F., C. Macias-Romo and S.A. Alaniz-Alvarez (1996): *Nuevas edades isotópicas de la cubierta volcánica cenozoica de la parte meridional de la Mesa Central, México*. - Revista mexicana de ciencias geológicas, Vol. 13, No. 1, pp. 117-122.
- NOM-127-SSA1-1994: *Norma Oficial Mexicana Nom-127-SSA1-1994, "Salud Ambiental, Agua Para Uso Y Consumo Humano-Limites Permisibles De Calidad Y Tratamientos A Que Debe Someterse El Agua Para Su Potabilizacion"*. - Disponible en www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html (consultada en 18.05.2009)
- Nunes, L. M., M. C. Cunha y L. Ribeiro (2004): *Groundwater Monitoring Network Optimization with Redundancy Reduction*. - Journal of Water Resources Planning and Management, pp. 33-43.

- Olea, R. A. (1984): *Sampling Design Optimization for Spatial Functions*. - Mathematical Geology, Vol. 16, No. 4.
- Olivares, J. L. (2008): Manual de GENCOVMAT, inedito
- Pannatier, Y. (1996): *Variowin - Software for Spatial Data Analysis in 2D*. – Springer Verlag, New York, 91 p.
- Pax Magazine Internacional (1906): *San Luis Potosí*. – Vol XIV, No 1, pp. 17-28 y pp. 37-58.
- PDUSLP (2000): *Plan Estatal de Desarrollo Urbano del Estado de San Luis Potosí 2000-2020*. - Secretaría de Desarrollo Urbano. Comunicaciones y Obras Públicas del Gobierno del Estado de San Luis Potosí. Secretaría de desarrollo social. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Pebesma E. J. y J.W. de Kwaadsteniet (1997): *Mapping groundwater quality in the Netherlands*. - Journal of Hydrology 200, pp. 364-386.
- Peña, F. (2006): *Abasto de Agua a la Ciudad de San Luis Potosí* - En: Barkin (coord.): *La Gestión del Agua Urbana en México: Retos, debates y bienestar*, Universidad de Guadalajara, México, pp. 249-264.
- PNH (2008): *Plan Nacional Hídrico 2007-2012*. – CONAGUA, SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), México DF, 163 p.
- Puente, S. (1992): *Análisis de vulnerabilidad socio-espacial (urbano-ambiental) de la ZMCM, en Plan regional metropolitano del Valle de México*. – Roberto Eibenschutz (coord.): *Ámbito territorial*, Vol. III, México, Gobierno del Estado de México, Secretaria de Desarrollo Urbano y Obras Públicas, Dirección de Desarrollo Urbano y Vivienda.
- Raiz, E. (1959): *Landform of Mexico*. - Cambridge, MA. Map and text. Scale 1:3 000 000.
- Rasmussen, P. (1996): *Monitoring shallow groundwater quality in agricultural watersheds in Denmark*. - Environmental Geology 27, pp. 309-319.
- Reed, P. M. (1999): *Cost effective long-term groundwater monitoring design using a genetic algorithm and global mass interpolation*. - University of Missouri at Rolla, Thesis, 47 p.
- Reed, P. M. (2002): *Striking the balance: Long-Term groundwater monitoring design for multiple conflicting objectives*. – PhD Thesis, University of Illinois.
- Reed, P. M., B. S. Minsker y A. J. Valocchi (2000): *Cost-effective log-term groundwater monitoring design using a genetic algorithm and global mass interpolation*. - Water Resources Research, vol. XXXVI, 12, pp. 3731-3741.

- Reed, P. M., B. S. Minsker y A. J. Valocchi (2001a): *Why optimize long term groundwater monitoring design? A multiobjective case study of Hill Air Force Base.* - Proceedings of the ASCE World Water and Environmental Resources Congress, Orlando, Florida.
- Reed, P. M., B. S. Minsker y D. Goldberg (2001b): *A multiobjective approach to cost effective long-term groundwater monitoring using an elitist nondominated sorted genetic algorithm with historical data.* - Journal of Hydroinformatics, vol. III, 2, pp. 71-89.
- Rentier, C., F. Delloye, S. Brouye`re y A. Dassargues (2006): *A framework for an optimised groundwater monitoring network and aggregated indicators.* - Environ Geol 50, 194–201.
- Revelle, C. S., E. E. Whitlatch y J. R. Wright (1997): *Civil and Environmental Systema Engineering.* – Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Ridley, M. y D. MacQueen (1995): *Cost-effective sampling of groundwater monitoring wells.* - HAZMACON 1995, San Jose, California.
- Rizzo, D. M. y D. E. Dougherty (1996): *Design optimization for multiple management period groundwater remediation.* - Water Resources Research, vol. 32, 8, pp. 2549-2561.
- Rizzo, D. M., D. E. Dougherty y M. Yu (2000): *An adaptive monitoring and operations system (aLTMOSTM) for environmental management.* – In: Building Partnerships, Proc. 2000 ASCE Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning & Manegement, R. H. Hotchkiss and M. Glade (eds.), American Society of Civil Engineering, Reston, VA, CD-ROM (ISBN 0-7844-0517-4).
- Rizzo, D. M., D. E. Dougherty y M. Yu (2001): *Devising groundwater LTM strategies for different objectives using optimizing.* – Bridging the Gap, Proceedings of 2001 EWRI/ASCE World Water and Environmental Resources Congress, Orlando, FL (ISBN 0-7844-0569-7), eds. D. Phelps and G. Sehlke, American Society of Civil Engineering, Reston, VA.
- Rohuani, S. (1985): *Variance reduction analysis.* - Water Resources Research, vol. XXI, 6, pp. 837-846.
- Rohuani, S. y T. J. Hall (1988): *Geostatistical schemes for ground-water sampling.* - Journal of Hydrology, vol. LXXXI, 1, pp. 85-102.
- Samper, F.J. y J. Carrera (1990): *Geoestadística, aplicaciones a la hidrogeología subterránea.* - Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería, Barcelona.

- Santos Zavala, J. (2004): *Acción pública organizada: El caso del servicio de agua potable en la zona conurbada de San Luis Potosí*. – Universidad Autónoma Metropolitana y El Colegio de San Luis Potosí, pp. 203-213 y 249-251.
- Schafmeister, M. T. (1999): *Geostatistik für die hydrogeologische Praxis*. – Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 172 p.
- Scheibe, T. D. y D. P. Lettenmaier (1989): *Risk-based selection of monitoring wells for assessing agricultural chemical contamination of ground water*. - Ground Water Monitoring Review, vol. IX, 4, pp. 98-105.
- Schönwiese, C. D. (1992): *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*. - 2. Auflage, Gebrüder Borntraeger, Berlin, 231 S.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2008): *Red nacional de monitoreo de la calidad de agua*. – (disponible en app1.semarnat.gob.mx/dgeia/cd_compendio08/compendio_2008/compendio2008/10.100.8.236_8080/approot/dgeia_mce/html/RECUADROS_INT_GLOS/D3_AGUA/D3_AGUA05/D3_R_AGUA05_03.htm (consultada en 18.05.2009)
- Shannon, C.E. (1948) *A mathematical theory of communication*. - Bell System Technical Journal, 27, 379-423.
- Sounga, J.O. (1976): *Entropy principle applied to the rainfall-runoff process*. - J Hydrol 30, 81–94.
- SPSS (2001): *Release 11.0.0, Standard versión*. - SPSS Inc.
- Stewart, J. H. (1978): *Basin-range structure in western North America: a review*. - Geol. Soc. Am. Memoir 152, pp. 1-31.
- Stretta, E. y R. del Arenal (1960): *Estudio para el abastecimiento de agua potable para la ciudad de San Luis Potosí*. – Instituto de Ciencias Aplicadas, UNAM, México, 32 p.
- Surfer (2002): *Release 8.00 Surface mapping System*. - Golden Software, Inc.
- Tóth, J. (1962): *A theory of groundwater motion in small drainage basins in central Alberta, Canada*. - J Geoph Res 67(11), pp. 4375–4387.
- Tóth, J. (1963): *A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins*. - J Geoph Res 68(16). pp. 4795–4812.
- Tóth, J. (1970): *A conceptual model of the groundwater regime and the hydrogeologic environment*. - Journal of Hydrology 10, pp. 164–176
- Tóth, J. (1995): *Hydraulic continuity in large sedimentary basins*. - Hydrogeology Journal, Vol. 3, No 4, pp. 4-17.

- Tóth, J. (2000): *Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones*. Boletín Geológico y Minero; Instituto Geológico y Minero de España, Madrid; Vol. 111-4, pp. 9-26.
- Tristán, G.M. (1986): *Estratigrafía y tectónica del graben de Villa de Reyes en los estados de San Luis Potosí y Guanajuato, México*. - Folleto técnico. Num. 107. Inst. Geol. UASLP, 91 p.
- Tuckfield, R. C., E. P. Shine, R. A. Hiersgesell, M. E. Denham, C. Beardsley y S. Reboul (2001): *Using geoscience and geostatistics to optimize groundwater networks at the Savannah River Site*. - Proceedings of the Water and Congress, ASCE Press, Reston, Virginia, 2001, pp. 1-17.
- UASLP y SS (Universidad Autónoma de San Luis Potosí y Servicio de Salud del Estado de San Luis Potosí) (2004): *Contaminación natural por flúor y arsénico en agua subterránea en México*. – Documento presentado al Senado, 15 p.
- Überla, K. (1977): *Faktorenanalyse*. - 2. Aufl. Springer: Berlin
- UNESCO-WWAP (2003): *Agua para Todos, Agua para la Vida*. - Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo.
- USEPA (United States Environmental Agency) (1986): *RCRA Groundwater monitoring Technical Enforcement Guidance Document*. - Office of Solid Waste and Emergency Response, USEPA, Washington, D.C..
- USEPA (United States Environmental Agency) (1989): *Statistical analysis of groundwater monitoring data at RCRA (Resource Conservation and Recovery Act) facilities, interim final guidance*. - U.S. EPA Report No. EPA/530-SW-89-026, Office of Solid Waste, USEPA, Washington, D.C..
- Valladares, L. y M. P. Coelho (2000): *La investigación urbana en América Latina. Tendencias actuales y recomendaciones; en Gestión de las Transformaciones Sociales – MOST*. - Documentos de debate – No. 4, UNESCO.
- Villalobos, C. y E. Díaz de León (1965): *La presencia de nitrógeno de nitritos en las aguas freáticas de la ciudad de San Luis Potosí*. – IIZD UASLP, 7 p.
- Vovich, M. I., G. F. White, A. V. Beryaev, J. Kindler, N. I Koronkevic, T. R. Lee y G. V. Voropaev (1995): *Use and transformation of terrestrial water systems*. – In: B. L. Turner II, C. C. William, W. K. Robert, F. R. John y T. M. Jessica (eds) *The Earth as transformed by human action*, Chap. 14, Cambridge University Press, Cambridge.
- Vrba, J and V. Pěkny (1991): *Groundwater-Quality Monitoring-Effective Method Hydrogeological System Pollution Prevention*. - Environ Geol Water Sci Vol. 17, No. 1, pp. 9-16.

- Wagner, B. (1995): *Sampling design methods for groundwater modeling under uncertainty*. - Water Resources Research, vol. XXXI, 10, pp. 2581-2591.
- Welch, G. y G. Bishop (2004): *An Introduction to the Kalman Filter*. - www.cscs.unc.edu/~tracker/ref/s2001/ (10.02.06), 16 p.
- Wu, J., C. Zheng y C. C. Chien (2005): *Cost-effective sampling network design for contaminant plume monitoring under general hydrogeological conditions*. - Journal of Contaminant Hydrology 77, 41– 65.
- Wu, J., C. Zheng, C. C. Chien y L. Zheng (2006): *A comparative study of Monte Carlo simple genetic algorithm and noisy genetic algorithm for cost-effective sampling network design under uncertainty*. - Advances in Water Resources 29, 899–911.
- Wu, S. y V. J. Zidek (1992): An entropy-based analysis of data from selected NADP/NTN network sites for 1983–1986. Atmos Environ 26A(11), 2089–2103.
- Wu, Y. (2004): *Optimal design of a groundwater monitoring network in Daqing, China*. - Environmental Geology 45:527–535.
- Yenigul, N. B., A. M. M. Elfeki, C. van den Akker y F. M. Dekking (2006): *A decision analysis approach for optimal groundwater monitoring system design under uncertainty*. - Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 3, 27–68.
- Young, R. A. (1993): *Managing aquifer over-exploitation: economics and policies*. In: *Aquifer overexploitation*. - Int Assoc Hydrogeol, Selected Papers 3, Heise, pp. 199–222.
- Zhang, Y., G. Pinder y G. Herrera (2005): *Least cost design of groundwater quality monitoring networks*. - Water Resources Research, Vol. 41, W08412, doi:10.1029/2005WR003936, 13 p.
- Zheng, C. (1990): MT3D: A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. – S. S. Papadopoulos and Associates, Rockville, MD

A Teoría del kriging

A.1 Introducción

El método de Kriging, denominado según el ingeniero de minas D. Krige, que fue el primero en usar esta técnica, fue descrito por Matheron (1965); es una familia de métodos de estimadores espaciales, los cuales se basan en las medias ponderadas de las variables.

Se puede diferenciar en estimadores de bloques (en la minería) o estimadores puntuales (para la construcción de los mapas).

Los diferentes procedimientos de Kriging (*Krigeage en frances, Krigeaje en español*) se distinguen por la manera de la estimación o en su ampliación para incluir información adicional. Aquí se puede nombrar los tratamientos para calcular variables estacionarias o no-estacionarias. También existe la posibilidad de calcular funciones de distribución local de una variable en lugar de los parámetros de distribución.

Una información adicional en la estructura espacial de una variable regionalizada aleatoria se puede incluir en las correlaciones que existen entre los variables.

El kriging es una técnica de estimación que proporciona la mejor estimación lineal imparcial de cada parámetro, y proporciona un error de estimación conocido como varianza de kriging, el cual depende del modelo de semivariograma obtenido y de las localizaciones de los datos originales. El método de kriging ordinario consiste en interpolar espacialmente el valor desconocido de un parámetro en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos (González Hita *et al.*, 2003).

Otros métodos de interpolación incluyen: la **triangulación** que consiste en ajustar un plano que pase por las tres muestras más cercanas y adyacentes a la localización que se desea estimar y el **inverso de la distancia** que se basa en una combinación lineal dada por $Z(x) = \sum \lambda_i Z(x_i)$ donde λ_i es el peso proporcional al inverso de la distancia euclidiana entre las localizaciones muestreadas que se desea estimar.

A.2 Planteamiento del kriging

La información que se recibe por el muestreo tiene que estar ordenada y regularizada con la localización del punto, en este caso las coordenadas.

El kriging consiste en encontrar, como se describió arriba, la mejor estimación posible del valor de interés en esta zona, teniendo en cuenta la información disponible. Se efectúa una ponderación, es decir, atribuye un peso a cada valor observado mediante un calculo que minimice la varianza de estimación resultante, pero con la consideración de las características geométricas del problema (Matheron, 1970). La minimización de la varianza de estimación garantiza el uso óptimo de la información disponible.

Para iniciar esta etapa de la investigación mediante los métodos de kriging, es indispensable contar con la información estructural de la zona de interés obtenida por los semivariogramas que explican las características de la variabilidad y correlación espacial de la información disponible.

Los puntos se estiman con dimensiones convenientes a la unidad tomando en cuenta el espacio entre la muestra y el alcance estructural como se define con el semivariograma. Las ecuaciones de kriging se obtienen según las hipótesis de la geoestadística.

Existen varios métodos de estimadores para diferentes condiciones de los datos disponibles. El Kriging simple es para una función aleatoria de esperanza nula o conocida, el Kriging ordinario para una función aleatoria de esperanza desconocida y para una función aleatoria intrínseca, el Kriging universal para una función aleatoria de esperanza inestable y una tendencia y el Co-Kriging para problemas multivariados.

El más utilizado es el Kriging ordinario cuyo desarrollo de ecuaciones se explica a continuación.

Con los valores muestreados $Z(x_i)$, $i=1, \dots, n$, se desea estimar un valor $Z^*(v)$ que se encuentra en la zona de estudio D por una combinación lineal de $Z(x_i)$.

$$Z^*(v) = \sum \lambda_i Z(x_i) \tag{A-1}$$

Donde $Z^*(v)$ es el valor estimado y λ_i son los pesos de kriging en tal modo, que los λ_i sean obtenidos de la forma que proporcione un estimador no sesgado $E[Z^*(v) - Z(v)] = 0$ y una varianza mínima $\text{Var}[Z^*(v) - Z(v)]$.

Bajo de una hipótesis de estacionalidad, el valor esperado es $E[Z(x_i)] = m$ y $Z_v = m$. La condición se presenta como:

$$E\left[\sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) - Z_v\right] = \sum_{i=1}^n \lambda_i m - m = m\left(\sum_{i=1}^n \lambda_i - 1\right) = 0 \quad (\text{A-2})$$

Se concluye según esta ecuación que la suma de los pesos es igual a 1. El valor esperado de la minimización de la varianza es:

$$E[Z_v^* - Z_v]^2 = \text{Var}(Z_v^* - Z_v) = 2\sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(x_i - x_v) - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x_j) \quad (\text{A-3})$$

Para la minimización de la varianza bajo la condición $1\left(\sum \lambda_i = 1\right)$ se introduce un factor Lagrange μ . En lugar de la ecuación (A-3) se minimiza la siguiente función:

$$\phi = \text{Var}(Z_v^* - Z_v) - 2\mu\left(\sum_{i=1}^n \lambda_i - 1\right) \quad (\text{A-4})$$

El mínimo se obtiene al ponerse en nulo las derivadas parciales. El resultado es un sistema de ecuaciones con $n+1$ ecuaciones.

$$\sum_{j=1}^N \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \mu = \gamma(x_i - x_v) \quad (\text{A-5})$$

para $i = 1, 2, 3, \dots, n$

$$\sum_{j=1}^N \lambda_j = 1 \quad (\text{A-6})$$

Por la combinación de estas dos ecuaciones (A-5) y (A-6) se obtiene la varianza de kriging.

$$\sigma_K^2 = Var(z_v^* - z_v) = \mu + \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(x_i - x_v) \quad (\text{A-7})$$

Para el caso que no existe una dependencia espacial (solo efecto pepita) el peso se calcula de la siguiente manera:

$$\lambda_i = 1/n. \quad (\text{A-8})$$

Journel y Huijbregts (1978) observaron algunas características que son necesarias para el sistema de kriging:

- 1.- El sistema kriging tiene solución única si y solo si la matriz de K es definida estrictamente positiva, es decir:

$$- \sum_{i=1, n} \sum_{j=1, n} \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i, x_j) \geq 0 \quad (\text{A-9})$$

y no existen datos con las mismas coordenadas.

- 2.- El kriging es un interpolador exacto por la condición de la minimización de la varianza.
- 3.- Las expresiones del sistema kriging y de la varianza de kriging son completamente generales, es decir, son aplicables cualquiera que sean los soportes de observación y estimación y del modelo estructural empleado.
- 4.- El sistema kriging y la varianza de kriging dependen sólo del modelo estructural $C(h)$ o $\gamma(h)$ obtenido y de la geometría del soporte de observación.
5. El error de la estimación σ^2 es una señal de calidad de este sistema.

En todos los casos el sistema puede ser descrito matricialmente de la forma: $K \lambda = C$.

Debido al ocasionalmente, gran tamaño de la zona de interés, el sistema necesita un tiempo largo para resolver el problema, excepto de los vecinos más cercanos, donde el peso es igual a cero o próximo a este. En la práctica se establece una búsqueda cercana del valor a estimar, la cual debe ser obtenida con reducciones proporcionales en cada unos de los alcances, si los pesos que se van a asignar no son negativos o ceros.

B Redes de monitoreo propuestas

Se presenta un resumen que incluye la localización, el resultado de los muestreos y las claves de los pozos de las redes óptimas de monitoreo encontradas para el sistema de flujo regional y para el sistema de flujo intermedio. El contenido químico y fisicoquímico aquí presentado, solamente incluye los datos que fueron utilizados en el procedimiento del diseño de las redes. Los pozos presentados en las tablas están ordenados según la jerarquización o importancia para la red correspondiente.

B.1 Red de monitoreo para el sistema de flujo intermedio

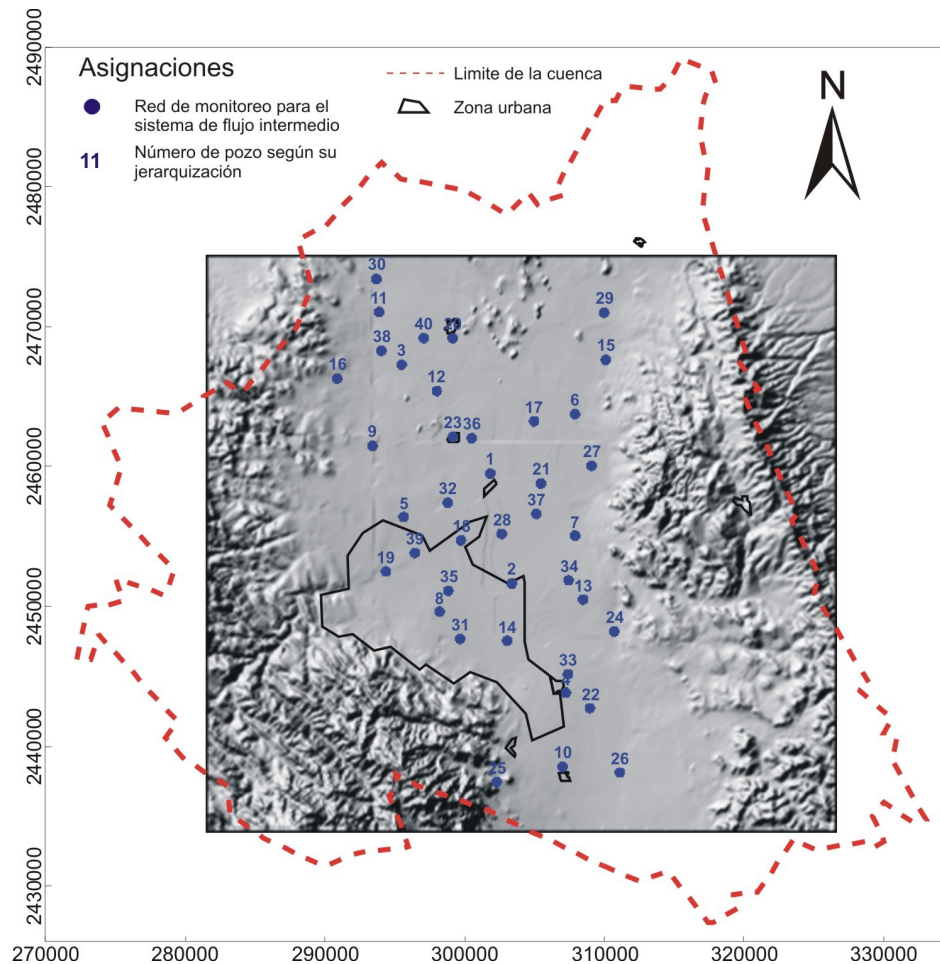


Figura B-1: Ubicaciones de los pozos que forman la red de monitoreo para el sistema de flujo intermedio

Tabla B-1: Jerarquización de los pozos que forman la red de monitoreo para el sistema de flujo intermedio

Jerarquización	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp. (°C)	Na (mg/L)	Li (mg/L)	F (mg/L)
1	301836	2459500	CNA 407	26.4	29	0.07	0.71
2	303368	2451633	CNA 887	26.6	15	0.02	0.41
3	295482	2467275	CNA 391	27.9	23	0.03	0.38
4	307251	2443817	CNA 332	26.4	21	0.04	0.73
5	295621	2456388	CNA 137	24.9	26	0.04	0.51
6	307892	2463747	CNA 403	25.7	12	0.01	0.41
7	307911	2455050	CNA 272	26	14	0.01	0.19
8	298198	2449617	CNA 56	29	24	0.03	0.75
9	293399	2461478	CNA 666	31.5	28	0.02	0.57
10	307009	2438523	CNA 338	27.2	12	0.04	0.68
11	293873	2471045	CNA 370	30.1	31	0.06	0.45
12	298003	2465404	CNA 388	24.5	20	0.02	0.62
13	308480	2450489	CNA 307	29.3	51	0.19	1.21
14	303047	2447540	CNA 475	30.3	56	0.2	1.66
15	310113	2467633	CNA 696	28.6	23	0.03	0.89
16	290865	2466297	CNA 401	31	24	0.01	0.79
17	304962	2463236	CNA 405	22.9	7	0.01	0.46
18	299735	2454724	CNA 109	25.6	11	0.01	0.32
19	294368	2452498	CNA 40	29.2	27.58	0.02	0.47
20	299143	2469182	CNA 379	26.7	30	0.11	0.52
21	305460	2458781	CNA 229	24.6	17	0.01	0.36
22	308973	2442716	x13	25.1	26	0.02	0.46
23	299152	2462113	CNA 416	27	28	0.04	0.86
24	310705	2448198	CNA 317	28.5	47	0.16	0.87
25	302300	2437439	xx4	31.3	23	0.06	0.59
26	311106	2438109	CNA 348	29.5	27	0.02	0.67
27	309087	2460059	CNA 248	22.6	32	0.01	0.57
28	302650	2455184	CNA 90	29.3	32	0.13	0.64
29	309978	2471010	CNA 822	30.5	32	0.03	0.97
30	293689	2473412	CNA 374	30.5	41	0.11	0.38
31	299673	2447674	CNA 22	30.8	34	0.04	0.92
32	298788	2457408	CNA 430	25.6	26	0.01	0.62
33	307403	2445148	CNA 330	25.6	27	0.05	0.96
34	307440	2451864	CNA 304	30.2	40	0.12	1.14
35	298823	2451110	CNA-116	31.1	23	0.05	1.33
36	300508	2462032	CNA 415	22.5	13	0	0.34
37	305133	2456616	xx5	24.7	9	0.02	0.22
38	294034	2468289	CNA 398	30	30	0.04	0.32
39	296440	2453824	CNA 91	28.1	20	0.03	0.77
40	297072	2469189	CNA 385	30.1	30	0.07	0.57

B.2 Red de monitoreo para el sistema de flujo regional

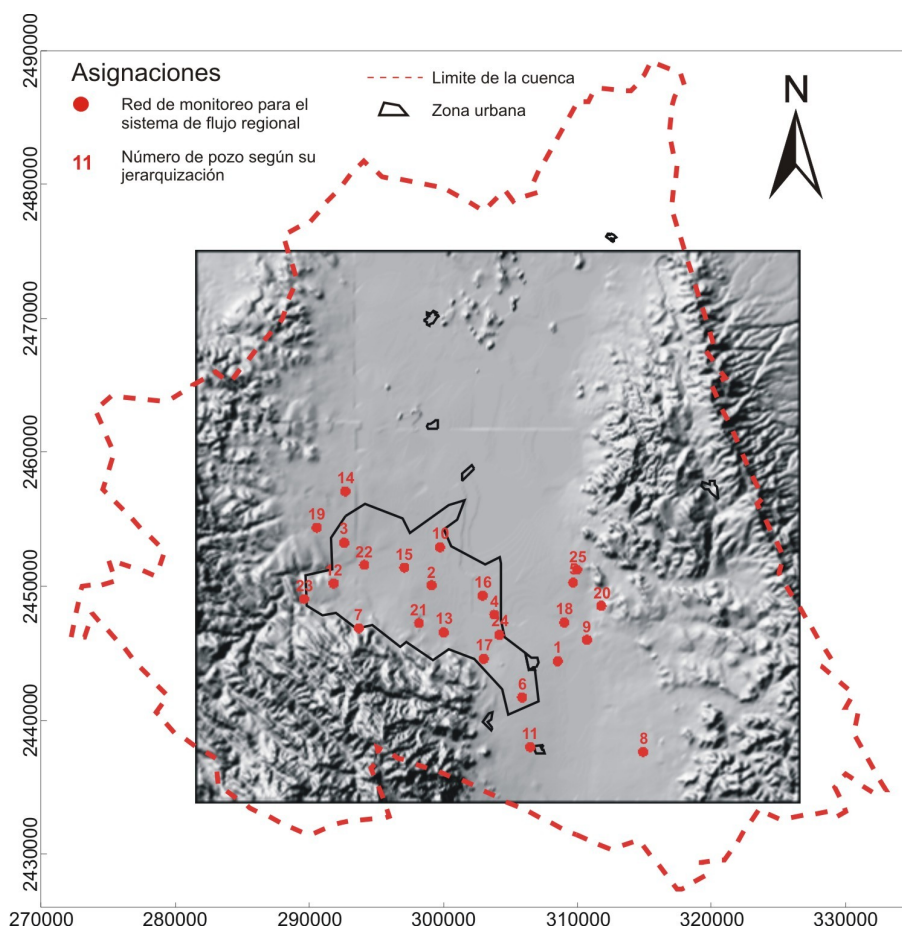


Figura B-2: Ubicaciones de los pozos que forman la red de monitoreo para el sistema de flujo regional

Tabla B-2: Jerarquización de los pozos que forman la red de monitoreo para el sistema de flujo regional

Jerarquización	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp. (°C)	Na (mg/L)	Li (mg/L)	F (mg/L)
1	308522	2444396	x12	28.2	34	0.1	1.13
2	299122	2450065	CNA 65	32.5	37	0.15	1.85
3	292602	2453243	CNA 45	34.3	54	0.27	3.7
4	303793	2447878	CNA 88	33.2	46	0.18	1.9
5	309681	2450269	CNA 299	28.3	33	0.14	1.4
6	305869	2441691	CNA 434	30.8	33	0.15	1.87
7	293699	2446869	CNA 866	32.5	49	0.22	3.95
8	314898	2437631	x15	35.2	54	0.19	1.48
9	310716	2446000	CNA 319	27.4	37	0.09	2.65
10	299749	2452914	CNA 112	37.4	39	0.18	1.67
11	306479	2437988	CNA 872	33.9	38	0.18	1.76
12	291817	2450208	CNA 8	33.7	55	0.26	2.8
13	300029	2446555	CNA 19	36.5	54	0.26	3.1
14	292689	2457092	CNA 934	35.8	54	0.18	2.15

Jerarquización	Oeste (X)	Norte (Y)	Clave	Temp. (°C)	Na (mg/L)	Li (mg/L)	F (mg/L)
15	297089	2451388	CNA 53	35.9	50	0.25	2.18
16	302921	2449294	CNA 83	34.9	40	0.17	1.81
17	303011	2444588	CNA 79	33.6	48	0.24	2.5
18	309031	2447290	x14	25.2	41	0.14	2.67
19	290554	2454378	CNA 49	32.8	53	0.23	3.7
20	311776	2448535	CNA 724	29.4	33	0.13	0.71
21	298179	2447250	CNA 24	34.7	52	0.26	3
22	294099	2451593	CNA 1A	38.1	57	0.27	4.1
23	289613	2449047	CNA 861	38.4	55	0.23	3.9
24	304173	2446369	CNA 337	35.6	48	0.22	2.16
25	309973	2451231	CNA 295	28.7	29	0.1	0.51

C Estimación de costos para la operación de la red de monitoreo

Un punto importante en el diseño de la red óptima de monitoreo es la disminución de los costos no solamente en el diseño sino también en la supervisión continua con el muestreo periódico de la calidad de agua.

En el presente caso, el costo del monitoreo dependerá tanto de los costos generados por el proceso de muestreo (insumos, personal y vehículo), así como del costo de los análisis físico-químicos requeridos (T, Na, Li y F), todo a su vez dependiente de la cantidad de pozos seleccionados. En este aspecto el monitoreo del sistema de flujo regional es más económico no solo por el área a cubrir sino también por el número de pozos para analizar.

Las distancias a recorrer entre los pozos también se puede pasar por alto ya que el número mínimo de pozos para muestrear ocupa todo el área considerada para el monitoreo hasta sus extremos (ver Figura C-1), de manera que si se considera muestrear un aprovechamiento adicional este se encontrará de cualquier manera en el camino. Algunos costos son únicos y no se repiten en el muestreo (Tabla C-1).

Tabla C-1: Costos únicos para el muestreo

Hielera	200 \$
Ácido nítrico	500 \$
Termómetro	600 \$

Si se determina un número de 6 pozos para muestrear por día, se calcula según la cantidad deseada de pozos el siguiente costo (Tabla C-2):

Tabla C-2: Costo por el número de pozos para el monitoreo de la red del sistema de flujo regional

	Precio unitario	Muestras (días)			
		16 (3)	20 (4)	25 (4)	27 (5)
Frascos	5 \$/muestra	80	100	125	135
Filtros	10\$/muestra	160	200	250	270
Hielo	35\$/día	105	140	140	175

	Precio unitario	Muestras (días)			
		16 (3)	20 (4)	25 (4)	27 (5)
Personal \$/día					
Encargado	500 \$/día	1500	2000	2000	2500
Ayudante	200 \$/día	600	800	800	1000
Vehículo	800 \$/día	2400	3200	3200	4000
Gasolina (10 L/día)	80 \$/día	240	320	320	400
Laboratorio (Na, Li, F)*	280 \$/muestra	4480	5600	7000	7560
SUMA		9565	12360	13835	16040

*Precio establecido por el laboratorio de la UASLP (100\$ Na, 100\$ Li, 80\$ F)

En la Figura C-1 se presenta las localizaciones de los pozos incluidos en las diferentes opciones de la red de monitoreo considerada para el sistema del flujo regional.

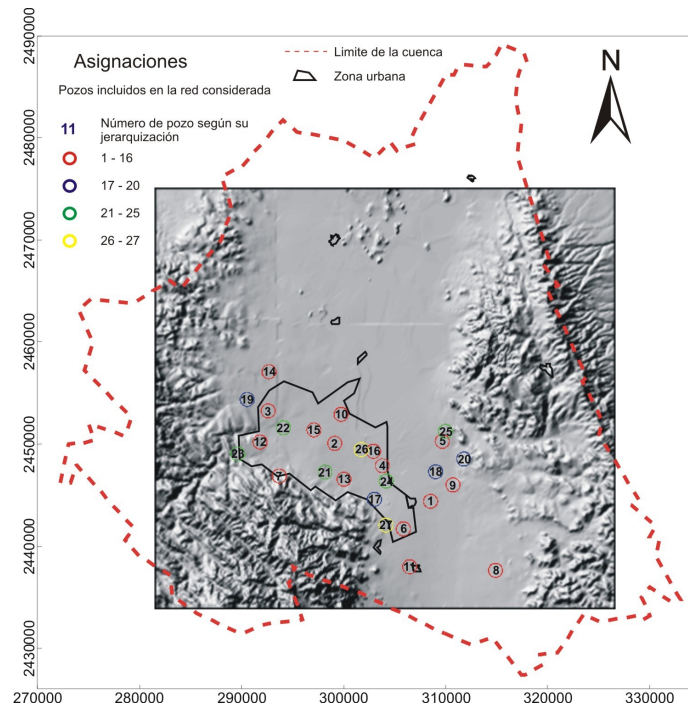


Figura C-1: Ubicación de los pozos de la red de monitoreo para el sistema de flujo regional según su jerarquización y de la red considerada

Para la red del monitoreo del sistema de flujo intermedio el costo del monitoreo es obviamente más grande que en el red de flujo regional por el área cubierta y el número de pozos utilizado.

También aquí el número mínimo de pozos para el monitoreo (27) ocupa el área hasta los extremos de la zona de la red que incluye todos los pozos para un muestreo adicional. La Tabla C-3 presenta el costo para cada red considerada para el sistema de flujo intermedio y la Figura C-2 la ubicación de los pozos incluidos en las diferentes opciones de la red de monitoreo considerada para el sistema del flujo intermedio.

Tabla C-3: Costo por el número de pozos para el monitoreo de la red del sistema de flujo intermedio

	Precio unitario	Muestras (días)			
		27 (5)	33 (6)	40 (7)	45 (8)
Frascos	5 \$/muestra	135	165	200	225
Filtros	10\$/muestra	270	330	400	450
Hielo	35\$/día	175	210	245	280
Personal \$/día					
Encargado	500 \$/día	2500	3000	3500	4000
Ayudante	200 \$/día	1000	1200	1400	1600
Vehículo	800 \$/día	4000	4800	5600	6400
Gasolina (15 L/día)	120 \$/día	600	720	840	960
Laboratorio (Na, Li, F)*	280\$/muestra	7560	9240	11200	12600
SUMA		16240	19665	23385	26515

*Precio establecido por el laboratorio de la UASLP (100\$ Na, 100\$ Li, 80\$ F)

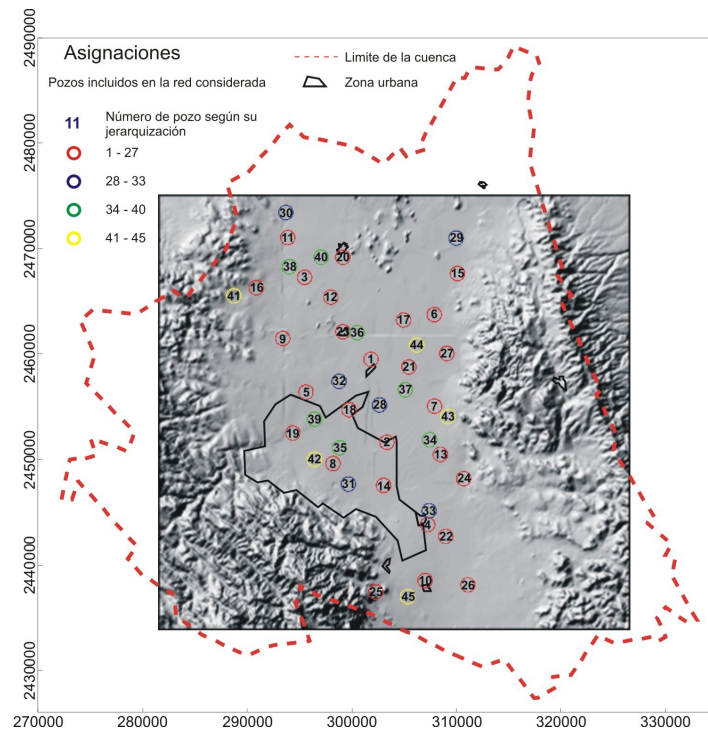


Figura C-2: Ubicación de los pozos de la red de monitoreo para el sistema de flujo intermedio según su jerarquización y de la red considerada