



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**INSTITUTO INTERAMERICANO DE**  
**TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**



**“Sostenibilidad y gestión integrada de los recursos hídricos en el  
acuífero de San Salvador, El Salvador”**

**Tesis que para obtener el grado de  
Doctora en Ciencias del Agua**

Presenta

**Marcia Lizeth Barrera de Calderón**

Tutor Académico:

**Dr. Jaime Gárfias Soliz**

Tutores adjuntos

**Dr. Richard Martel**

**Dr. Javier Salas García**

Toluca, México

Marzo de 2021

*Los planes de Dios son perfectos...*

# Resumen

---

El agua subterránea ha sido reconocida globalmente como la más grande e importante reserva de agua dulce del planeta. Generalmente se caracteriza por presentar mejor calidad que otras fuentes de agua superficial, además de ser más resiliente a la variabilidad y cambio climático. Estas bondades aunadas a los avances tecnológicos en los métodos utilizados para su exploración y explotación, así como la demanda de agua de una población en aumento, principalmente en áreas urbanas, la han convertido en una fuente de suministro de agua fuertemente presionada, que requiere planes de manejo sostenible que aseguren su disponibilidad para las actuales y futuras generaciones con las mínimas afectaciones a los ecosistemas dependientes.

El objetivo de esta tesis es analizar la sostenibilidad e identificar esquemas de manejo sustentable en un acuífero urbano, para lo cual se ha estudiado el acuífero de San Salvador. En el cumplimiento de dicho objetivo se interpretó y caracterizó el flujo de agua subterránea sujeto a los controles geológicos de una estructura volcánica compleja, mediante la construcción de un modelo hidroestratigráfico tridimensional del acuífero. Asimismo, dichos sistemas de flujo fueron confirmados a través de la adaptación de técnicas hidrogeoquímicas e isotópicas, con las cuales, a su vez, fue posible identificar el aporte de la recarga urbana y asociarla a sistemas de flujo particulares. De esta forma se obtuvo una conceptualización de la ocurrencia del agua subterránea en la zona de estudio.

La cuantificación de las entradas y salidas en el sistema de agua subterránea, se realizó en dos etapas. Primeramente, se cuantificó la variación espacial y temporal de la recarga natural por precipitación para los años 2012 a 2015, la cual ha sido confirmada en este estudio como el principal ingreso de agua en el sistema hidrológico. Tal cuantificación fue realizada por medio de un Balance de Humedad de Suelos a escala diaria (SWB, por sus siglas en inglés de Soil Water Balance) y un Balance de Masa de Cloruros (CMB, por sus siglas en inglés de Chloride Mass Balance) en pozos de producción de la zona no urbanizada.

Subsecuentemente, se seleccionó cuidadosamente y cuantificó las extracciones de agua del acuífero para establecer las salidas causadas por la actividad humana. Adicionalmente, se

definió un proceso metodológico para calcular la recarga urbana. Su base fue el análisis de las extracciones en la red pública de abastecimiento que transporta agua tanto del bombeo local como de agua importada y las extracciones de otros usuarios locales. Los resultados fueron contrastados con registros de monitoreo de flujo base en la salida del río Acelhuate, en el cual se transporta tanto el agua residual retornada por los usuarios del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), como el flujo base aportado por el acuífero de San Salvador.

Con todos los elementos anteriores se calculó el balance hídrico del acuífero urbano de San Salvador y se completó su modelo conceptual. De ahí, se realizó un análisis de sostenibilidad del acuífero, comparando tres escenarios: recarga natural mínima, media y máxima. Los resultados indican que la recarga urbana podría representar entre el 20.9% y el 31.2% de la recarga total en el acuífero, para condiciones máximas y mínimas de recarga natural, respectivamente. Mientras que el balance hídrico considerando el aporte de la recarga urbana reflejaría un déficit de 34.79 Mm<sup>3</sup>/año para recarga natural mínima; o excesos de 14.21 Mm<sup>3</sup>/año y 50.41 Mm<sup>3</sup>/año, para recarga natural media y máxima, respectivamente.

En base a los resultados, es posible alertar sobre un “aparente estado de sostenibilidad” en el acuífero de San Salvador, el cual es alcanzado mediante el aporte de la recarga urbana. Un escenario de mejora superior al 26.5% de la eficiencia en las pérdidas físicas de la red de abastecimiento de agua en el AMSS o un aumento de las extracciones que supere los 14.21 Mm<sup>3</sup>/año, colocaría al acuífero en déficit para condiciones medias de recarga, este tipo de balances son utilizados tradicionalmente para la elaboración de planes de manejo del agua subterránea. Por lo tanto, se sugiere: (1) Planificar cuidadosamente el aumento en las extracciones en el acuífero, teniendo en cuenta además que el acuífero fracturado es el más presionado según se ha demostrado en esta tesis; (2) Implementar tecnologías de reuso de agua para aprovechar los retornos de aguas residuales del AMSS al río Acelhuate; y (3) Considerar otras fuentes alternativas de importación de agua, que tengan buena calidad para el consumo humano y generen las menores afectaciones a los usuarios de la zona donde esas fuentes se localizan.

# Abstract

---

Groundwater has been globally recognized as the largest and most important reservoir of fresh water on the planet. It is generally characterized by presenting better quality than surface water, and more resilient to climate variability and change. These benefits, together with technological advances in methods used for its exploration and exploitation, as well as the water demand of a growing population, mainly in urban areas, have turned it a strongly stressed source of water supply. Therefore, it requires plans to sustainable management that ensure its availability for current and future generations with minimal jeopardize to dependent ecosystems.

The aim of this thesis is to analyze sustainability and identify sustainable management approaches in an urban aquifer, for which the San Salvador Aquifer has been studied. In compliance with this objective, the flow of groundwater dominated by geological controls of a complex volcanic structure was interpreted and characterized, by means of the construction of a three-dimensional hydrostratigraphic model of the aquifer. Likewise, flow systems were confirmed through the adaptation of hydrogeochemical and isotopic techniques. At the same time, it was possible to identify the contribution of urban recharge and associate it with particular flow systems. In this way, a conceptualization of the occurrence of groundwater in the study area was obtained.

The quantification of the inputs and outputs in the groundwater system was carried out in two stages. Firstly, the spatial and temporal variation of the natural recharge due to precipitation for the years 2012 to 2015 was quantified. This study has confirmed that natural recharge is the main entry of water into the hydrological system. Such quantification was carried out by means of a daily scale Soil Water Balance (SWB) and a Chloride Mass Balance (CMB) in production wells in the undeveloped area.

Subsequently, the aquifer water withdrawals were carefully selected and quantified to establish the aquifer outflows caused by human activity. Additionally, a methodological process for calculating urban recharge was developed. This approach was based on the analysis of the extractions in the public supply network that transports water from both local

pumping and imported water and the extractions from other local users. The results were contrasted with base flow monitoring records at the outlet of the Acelhuate River, in which flows both, the wastewater returned by the users of the San Salvador Metropolitan Area (AMSS), as well as the San Salvador aquifer discharge as base flow.

With all the preceding statements, the water balance of the urban San Salvador aquifer and its conceptual model were built. Hence, a sustainability analysis of the aquifer was carried out, comparing three scenarios: minimum, medium and maximum natural recharge. The results indicate that urban recharge could represent between 20.9% and 31.2% of the total recharge in the aquifer, for maximum and minimum natural recharge conditions, respectively. While the water balance considering the contribution of urban recharge would reflect a deficit of  $34.79 \text{ Mm}^3 / \text{year}$  for minimum natural recharge; or excesses of  $14.21 \text{ Mm}^3 / \text{year}$  and  $50.41 \text{ Mm}^3 / \text{year}$ , for medium and maximum natural recharge, respectively.

Based on the results, it is possible to warn about an “apparent sustainability condition” in the San Salvador aquifer, which is achieved through the contribution of urban recharge. A scenario of improvement greater than 26.5% of the efficiency in the physical losses of the water supply network in the AMSS or an increase in withdrawals that exceeds  $14.21 \text{ Mm}^3 / \text{year}$ , would place the aquifer in deficit for medium natural recharge conditions, this kind of data are traditionally used for the elaboration of groundwater management plans. Therefore, it is suggested: (1) to carefully plan the increase in withdrawals in the aquifer, also bearing in mind that the fractured aquifer is the most stressed as has been demonstrated in this thesis; (2) Put in practice water reuse technologies to take advantage of wastewater returns from the AMSS to the Acelhuate River; and (3) Consider other alternative sources for importing water, which need to have good quality for human consumption and cause the least impact on users in the area where these sources are located.

# Agradecimientos

---

Expreso mi profundo agradecimiento a Dios, nuestro creador y guía, porque sin su abrazo permanente este logro no hubiese sido alcanzado.

Mi amado Sam, gracias por tu amor: solidario e incondicional, por tu confianza en mí y tu apoyo, por la vida juntos que sacrificaste para que llegara este momento. Además, por el apoyo técnico con tus habilidades en programación, que me permitieron construir un mejor proyecto. Wilber y Samuelito, ustedes hijos amados, sacrificaron el tiempo y amor que les pude haber dedicado, sobre todo porque lo hicieron en un momento de su vida en el que mi presencia era fundamental, valoro inmensamente su sacrificio y su confianza en mí.

Mami, papi, Bilita y hermanitos, tía Suany, gracias por haberme sustituido en momentos fundamentales en que Sam y los chicos me necesitaban.

Amiguitas y amigos mexicanos: Almita, Susy, Norma, Eli, Maru, Don Jorge, Paty, Mary, Víctor, Lichis y doña Carmela, infinitas gracias por su apoyo, compañía, cariño, tacos y cafés compartidos y sobre todo por su amistad y su tiempo. Con su presencia en mi vida, la lejanía de mi familia fue menos difícil. Además, por haberme mostrado la cultura mexicana desde dentro, gracias a ustedes ahora me siento un cachito mexicana.

Muchas gracias a los miembros de mi Comité Doctoral, por sus recomendaciones y guía durante todos estos años. Particularmente agradezco al Doctor Jaime Gárfias Soliz, mi tutor académico, por mostrarme el camino de la ciencia, enseñarme que puedo ser mejor y dar el más, así como por su apoyo y dedicación a la concreción de mis estudios.

A Humberto Burgos, muchas gracias por su amistad y el tiempo que ha dedicado a apoyarme.

Definitivamente que este logro no es solo mío, sino de todos los que de una u otra forma han estado en distintos momentos: cerca o lejos brindándome su apoyo, consejos, cariño y confianza. Hay muchos en la lista, pero no quiero dejar de mencionar a Xiomy, Luis, Celina, Walter Hernández, Ing. Gudiel, Marito, Dagoberto, Laurita y a mis compañeros de la UES.

# Índice

---

Resumen .....	ii
Abstract.....	iv
Agradecimientos.....	vi
Índice .....	vii
Índice de Tablas.....	xi
Índice de Figuras .....	xii
Acrónimos y abreviaturas.....	1
Capítulo 1	
Introducción.....	2
1.1 Antecedentes.....	2
1.1.1 El agua subterránea en las zonas urbanas .....	2
1.1.2 Gestión sostenible del agua subterránea .....	5
1.1.3 Justificación contextual y científica.....	12
1.2 Objetivos.....	18
1.3 Hipótesis .....	19
1.4 Estructura de la tesis .....	19
1.5 Otras contribuciones científicas.....	21
1.5.1 Otros artículos publicados.....	21
1.5.2 Conferencias en congresos internacionales .....	22
1.5.3 Estancia de investigación.....	22
Capítulo 2	
Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja .....	23
Resumen .....	24
Abstract.....	25
2.1 Introducción.....	26
2.2 Contexto del área de estudio.....	29
2.2.1 Ubicación y descripción general.....	29
2.2.2 Entorno geológico.....	31
2.2.3 Entorno hidrogeológico .....	34



2.3 Materiales y métodos .....	35
2.3.1 Análisis y clasificación de datos geológicos e hidrogeológicos .....	35
2.3.2 Características hidráulicas de los materiales litológicos.....	37
2.3.3 Unidades hidroestratigráficas.....	39
2.3.4 Evaluación de la influencia de las fallas en las características hidráulicas del acuífero .....	39
2.4 Resultados y discusión.....	41
2.4.1 Materiales de las formaciones acuíferas .....	41
2.4.2 Unidades hidroestratigráficas del acuífero de San Salvador.....	44
2.5 Conclusiones .....	50
2.6 Agradecimientos .....	53
 Capítulo 3	
Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador.....	54
Resumen .....	55
Abstract.....	56
3.1 Introducción .....	57
3.2 Contexto del área de estudio .....	59
3.2.1 Crecimiento urbano y dependencia del agua subterránea.....	61
3.2.2 Principales características geológicas y estructurales del área de estudio .....	62
3.2.3 Hidrogeología .....	64
3.3 Métodos y técnicas.....	65
3.4 Resultados y discusión.....	67
3.4.1 Hidrogeoquímica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga al acuífero .....	69
3.4.2 Identificación de fuentes de recarga .....	72
3.4.3 Isotopos ambientales $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el acuífero de San Salvador .....	76
3.4.4 Modelo conceptual hidrogeoquímico de agua subterránea.....	79
3.5 Conclusiones .....	81
3.6 Agradecimientos .....	83
 Capítulo 4	
Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical.....	85
Resumen .....	86
Abstract.....	87

4.1	Introducción .....	88
4.1.1	El acuífero de San Salvador: características climáticas, físicas y antropicas que influyen en el balance de agua subterránea .....	91
4.1.2	Contexto geológico, estructural e hidrogeológico .....	93
4.2	Métodos y modelos utilizados .....	94
4.2.1	Balance de Humedad del Suelo (SWB 2.0) .....	94
4.2.2	Balance de Masa de Cloruros (CMB) .....	101
4.3	Resultados y discusión .....	105
4.3.1	Variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea simulada mediante el Balance de Humedad del Suelo (SWB) .....	105
4.3.2	Estimación de la recarga de zonas no urbanas mediante el Balance de Masa de Cloruros (CMB) .....	111
4.4	Conclusiones .....	113
4.5	Agradecimientos .....	116
 Capítulo 5		
	Análisis espacial de la sostenibilidad de un acuífero urbano a través del Balance de Aguas y el Modelo Conceptual .....	117
	Resumen .....	118
	Abstract .....	119
5.1	Introducción .....	120
5.1.1	Descripción del área de estudio .....	122
5.2	Metodología .....	125
5.2.1	Balance hídrico en el acuífero de San Salvador .....	125
5.2.2	Estimación de los componentes de la Recarga Urbana .....	126
5.2.3	Construcción del modelo conceptual del acuífero de San Salvador .....	130
5.3	Resultados y discusión .....	131
5.3.1	Recarga Natural de Agua Subterránea .....	131
5.3.2	Análisis del estado de equilibrio en el acuífero de San Salvador .....	132
5.3.3	Componentes de la recarga urbana de agua subterránea .....	135
5.3.4	Cerrando el balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador .....	136
5.3.5	Integración del flujo del río Acelhuate .....	138
5.3.6	Balance hídrico del acuífero de San Salvador .....	138
5.3.7	Modelo conceptual del acuífero de San Salvador .....	142
5.3.8	Análisis de la sostenibilidad del acuífero de San Salvador .....	146
5.4	Conclusiones .....	151
5.5	Agradecimientos .....	153

Capítulo 6	
Conclusiones.....	154
Referencias .....	158
Anexos.....	183

# Índice de Tablas

---

<b>Tabla 2-1</b> Conductividad hidráulica de las unidades hidroestratigráficas del acuífero de San Salvador .....	45
<b>Tabla 3-1</b> Estadística descriptiva de parámetros analizados en muestras de agua subterránea del acuífero de San Salvador (pozos y manantiales).....	68
<b>Tabla 4-1</b> Concentración de cloruros en lluvia para cada subzona utilizada en el CMB .....	103
<b>Tabla 4-2</b> Variables climáticas por zona utilizadas para el cálculo de la precipitación efectiva para cada año de muestreo .....	105
<b>Tabla 4-3</b> Componentes anuales del Balance Hídrico determinados en estudios realizados en la cuenca alta del río Acelhuate .....	110
<b>Tabla 4-4</b> Recarga de agua subterránea en el acuífero de San Salvador determinada mediante el método del CMB, para muestras tomadas en los años 2009 y 2016.....	112
<b>Tabla 5-1</b> Balance de agua subterránea para el acuífero de San Salvador, considerando escenarios mínimo, medio y máximo de recarga natural por precipitación .....	139

# Índice de Figuras

---

<b>Figura 1-1</b> Procesos de recarga y descarga en los acuíferos urbanos. El esquema muestra los componentes del Balance Hídrico en un ambiente urbano, donde el agua importada y la recarga urbana son entradas artificiales, mientras que las extracciones son salidas artificiales al sistema de agua subterránea. ....	4
<b>Figura 1-2</b> Técnicas para estimar la recarga de agua subterránea en regiones áridas, semiáridas y con clima húmedo en base a la tasa de recarga, la superficie de estudio y el período de tiempo que representa dicha recarga.....	9
<b>Figura 1-3</b> Posibles respuestas de un acuífero ante distintas condiciones de entradas y salidas al sistema de agua subterránea (a) Natural (b) Con cambio climático y (c) Con cambio climático y urbanismo. ....	11
<b>Figura 1-4</b> Localización de la subcuenca alta del río Acelhuate, el área metropolitana de San Salvador (AMSS) y los sistemas de importación de agua SLP y SZN que abastecen al AMSS.....	15
<b>Figura 1-5</b> Suministro de agua del AMSS entre los años 2011 – 2016 por sistema de abastecimiento que suple la demanda del AMSS en millones de metros cúbicos. Se presenta los volúmenes anuales de producción de cada sistema, así como el volumen total producido anualmente por los tres sistemas. ....	16
<b>Figura 2-1</b> Ubicación de la zona de estudio en la región central de El Salvador y Centroamérica, mostrando accidentes geográficos que dan forma a la subcuenca del río Acelhuate.....	30
<b>Figura 2-2</b> Mapa geológico simplificado de la zona de estudio a partir de Bosse et al. (1978). La secuencia estratigráfica de los materiales se muestra arriba a la derecha (Schmidt-Thomé (1975). El alineamiento de las secciones litológicas se muestra con líneas blancas. El mapa también presenta la distribución espacial de las principales fallas de la zona de estudio. ....	32

<b>Figura 2-3</b> Secuencia metodológica para la definición de las Unidades Hidroestratigráficas (UHE) del acuífero de San Salvador.....	38
<b>Figura 2-4</b> Secciones seleccionadas del modelo hidroestratigráfico tridimensional (THM) mostrando la distribución de las UHE, el nivel del agua subterránea y las principales fallas. a) Sección 1-1' (SO – NE) b) Sección 2-2' (SO – NE) c) Sección A-A' (O – E) d) Sección B-B' (NO –SE) (exageración vertical 10x).....	40
<b>Figura 2-5</b> Tendencia del flujo de agua subterránea en el acuífero de San Salvador propuesto por distintos autores: a) ANDA (2008); b) MARN (2016); c) Este estudio, indicando además el flujo potencialmente influenciado por fallas geológicas. ....	43
<b>Figura 2-6</b> Distribución de caudales de explotación en pozos y manantiales en el acuífero de San Salvador. El tamaño del círculo es proporcional al valor de caudal en los rangos indicados.....	47
<b>Figura 3-1</b> Proceso simplificado de recarga de agua subterránea mostrando su comportamiento en un ambiente urbano (A) y un ambiente rural (B). ....	58
<b>Figura 3-2</b> Localización, geología simplificada y dirección de flujo de la zona de estudio, indicando sitios de muestreo (este estudio). La figura también presenta la variación media de temperatura y precipitación en dos estaciones climatológicas S10 (615 msnm) y L18 (1516 msnm).....	60
<b>Figura 3-3</b> Evolución decanal de la expansión urbana del Área Metropolitana de San Salvador durante 40 años (1975-2015).....	63
<b>Figura 3-4</b> Mapa con diagramas de Stiff para muestreos 2009 y 2016 mostrando grupos con características químicas similares (A, B, C y D).(a) 2009 época seca (b) 2009 época de lluvia (c) 2016 época de lluvia. Los dos diagramas rosa en el exterior de la cuenca corresponden a los sistemas de importación de agua: SZN: Sistema Zona Norte; SLP: Sistema Las Pavas.....	70

<b>Figura 3-5</b> Diagrama de Piper para muestras de agua en el AMSS (todas las campañas de muestreo).....	73
<b>Figura 3-6</b> Gráficos de dispersión para trazadores seleccionados presentando las concentraciones de las muestras de agua subterránea, sistemas de importación de agua que abastece a la ciudad de San Salvador, Sistema Zona Norte (SZN) y Sistema Las Pavas (SLP), así como aguas residuales crudas que circulan por el subsuelo en la zona no saturada del acuífero de San Salvador (puntos naranja).....	74
<b>Figura 3-7</b> Composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el agua subterránea del acuífero de San Salvador, El Salvador. Línea del agua meteórica local (LMWL) $\delta^2\text{H} = 7.92\delta^{18}\text{O} + 9.336$ $r^2 = 0.957$ (International Atomic Energy Agency, 1977).....	77
<b>Figura 3-8</b> Gráficos de dispersión para parámetros hidrogeoquímicos e isotópicos mostrando diferencias en la fuente de recarga de agua subterránea. Los rectángulos sombreados indican el rango de concentración de $\text{Cl}^-$ y $\text{NO}_3^-$ , respectivamente, entre el cuartil 1 (Q1) y el cuartil 3 (Q3) de las aguas residuales.....	78
<b>Figura 3-9</b> Modelo conceptual de grupos de agua subterránea y sus fuentes de recarga en el acuífero urbano de San Salvador deducido a partir del análisis de información hidrogeoquímica e isotópica. ....	80
<b>Figura 4-1</b> Ubicación de la zona de estudio mostrando la geología superficial simplificada, nivel piezométrico y dirección de flujo preferencial, estaciones pluviométricas, pozos y manantiales muestreados para el método CMB (los números indican el código utilizado en este estudio) y principales accidentes geográficos.....	92
<b>Figura 4-2</b> Comparación de series de datos de precipitación diaria rellenadas para tres estaciones climatológicas de la zona de estudio. a) Estación L8 Procafé; b) Estación S04 Apopa; y c) Estación L18 Boquerón. ....	97

<b>Figura 4-3</b> Tasa de cambio de temperatura máxima, media y mínima con elevación en el AMSS para el período 2005 -2015, Asimismo, se muestra la ecuación de regresión y el valor de $R^2$ . .....	98
<b>Figura 4-4</b> Distribución de las características físicas del AMSS utilizadas en el modelo SWB: a) Uso del suelo clasificado en 8 categorías según Anderson Nivel II (Anderson et al., 1976); b) Velocidad de infiltración (NRCS y ARS, 2003), definida a partir de las texturas del suelo según Rico et al. (1965); c) Dirección de flujo superficial definido a partir del DEM utilizando el método D (Greenlee, 1987); d) Capacidad de retención de agua en el suelo. ....	99
<b>Figura 4-5</b> Variación de los componentes del Balance hídrico en mm/año para el acuífero de San Salvador en el período 2012-2015 y su promedio multianual. P: Precipitación; ET: evapotranspiración real; Int: Intercepción; R: Recarga; Esc: Escorrentía superficial; $\Delta$ HS:cambio en el almacenamiento. ....	106
<b>Figura 4-6</b> Distribución espacial de la recarga potencial promedio anual de agua subterránea en mm, simulada mediante el SWB para los años 2012 al 2015 en el acuífero urbano de San Salvador, destacando la zona urbana y el sector El Espino en la ladera sureste del volcán de San Salvador. ....	108
<b>Figura 4-7</b> Recarga de la zona no urbana estimada mediante el CMB para el acuífero de San Salvador en muestras tomadas durante los años 2009 (rectángulos) y 2016 (círculos). Los valores asociados con línea al pozo o manantial indican la recarga en mm/año.....	114
<b>Figura 5-1</b> Ubicación de la zona de estudio mostrando la geología superficial simplificada, dirección de flujo preferencial y piezometría, así como la distribución de pozos y manantiales y el aporte de los sistemas de producción de agua la ANDA (no incluye otros usuarios) .....	123
<b>Figura 5-2</b> Producción mensual de manantiales de mayor descarga en el acuífero de San Salvador a) Promedios mensuales del período 2008 -2016; b) Registro	



mensual de descarga entre enero 2008 y diciembre 2016 (ANDA, 2017, 2016b, 2015, 2014, 2013, 2012, 2011, 2010, 2009). Las líneas continuas reflejan los valores medidos, y las discontinuas la recta de regresión lineal de cada serie temporal. ....	133
<b>Figura 5-3</b> Nivel piezométrico en pozos de monitoreo al interior del acuífero de San Salvador entre los años 2007 y 2018.(a) Localización de pozos de monitoreo, (b) Variación del nivel piezométrico registrado en cada pozo. ....	134
<b>Figura 5-4</b> Distribución de los usos del agua en el AMSS en base al volumen utilizado .....	136
<b>Figura 5-5</b> Balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador .....	140
<b>Figura 5-6</b> Delimitación simplificada del acuífero fracturado y el acuífero poroso que integran el denominado acuífero de San Salvador, mostrando la dirección de flujo preferencial. Se indica la localización de manantiales de alta producción con registro mensual y la zona de mayor recarga para el acuífero.....	143
<b>Figura 5-7</b> Modelo conceptual del acuífero de San Salvador, mostrando la alteración del balance superficial y subterráneo por el ambiente urbano en el río Acelhuate y el mismo acuífero. ....	145
<b>Figura 5-8</b> Balance hídrico por zonas de explotación definidas en base a límites topográficos y dirección de flujo preferencial en el acuífero. La recarga corresponde a las entradas naturales por precipitación. ....	148

# Acrónimos y abreviaturas

---

ALL:	Agua lluvia
AMSS:	Área Metropolitana de San Salvador
ANDA:	Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados
AR:	Agua residual
CMB:	Chloride Mass Balance
FORGAES:	Programa Fortalecimiento de la Gestión Ambiental en El Salvador
GPM:	Geological Process Modelling
MARN:	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales
NRCS:	Natural Resources Conservation Services
OPAMSS:	Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador
SAP:	Sistema de agua potable
SAR:	Sistema aguas residuales
SLP:	Sistema de importación de agua Las Pavas
SRMSS:	Subregión Metropolitana de San Salvador
SWB:	Soil Water Balance
SZN:	Sistema de importación de agua Zona Norte
THM:	Modelo Hidroestratigráfico Tridimensional
UES:	Universidad de El Salvador
UHE:	Unidades Hidroestratigráficas
USGS:	United States Geological Service
ZFES:	Zona de Falla de El Salvador

# Capítulo 1

## Introducción

---

### 1.1 Antecedentes

#### 1.1.1 El agua subterránea en las zonas urbanas

El agua subterránea es vital en la mayor parte del planeta (Ajdary y Kazemi, 2014), varias de las ciudades más importantes del se abastecen de ella para satisfacer sus necesidades (Foster, 2020). Al año 2009 se estimaba que al menos dos billones de personas en el mundo dependían directamente de los acuíferos como fuente de abastecimiento humano (Holman *et al.*, 2009). Adicionalmente, el agua subterránea desempeña un rol crucial en la sostenibilidad de los ríos y otros ecosistemas acuáticos, particulamente durante sequías y otros períodos de poco flujo (Galloway *et al.*, 2003).

Sin embargo, las bajas condiciones de recarga, como se da en regiones áridas y semiáridas, o el mal manejo de la misma en regiones húmedas, aunados al desarrollo urbano, mejoras en las condiciones de vida, sequías e incremento de la industrialización, han generado una enorme presión sobre los recursos de agua subterránea (Figura 1-1). Esta condición se traduce en el descenso de los niveles piezométricos y en el deterioro de su calidad, tornandose en muchos casos una norma más que una excepción en su comportamiento (Ajdary y Kazemi, 2014).

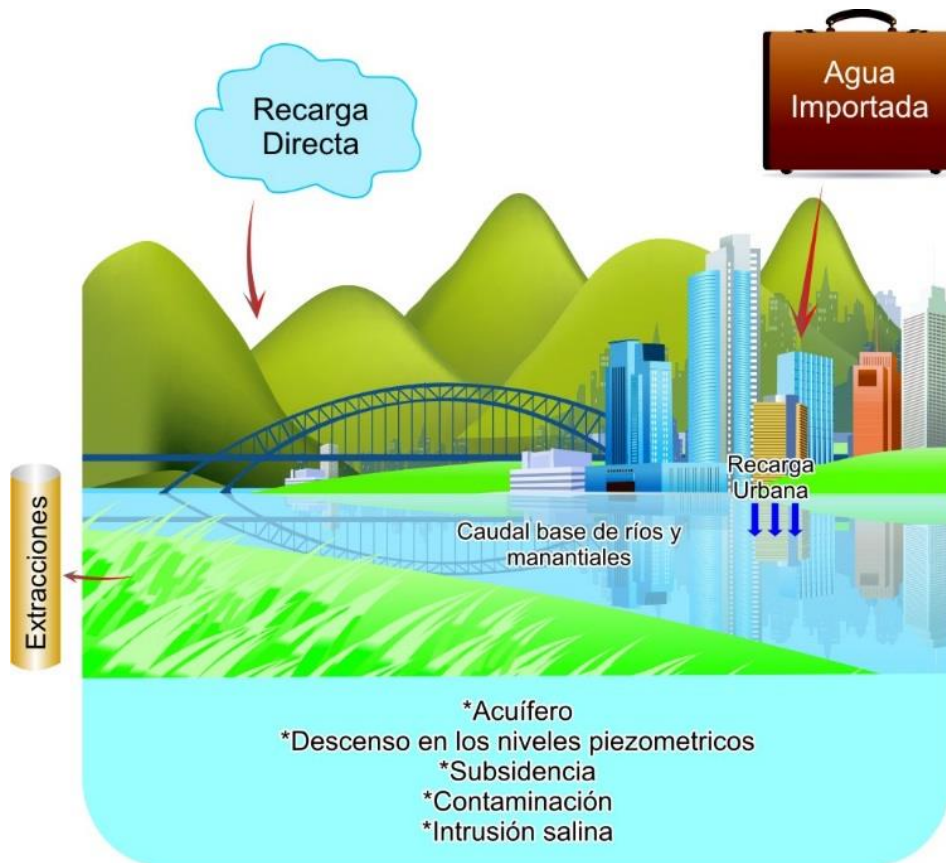
Ante esta situación de enormes presiones en los acuíferos urbanos, el incremento en las profundidades de bombeo requieren más consumo de energía para producir la misma cantidad de agua. Asimismo, la compactación de los estratos que integran el sistema acuífero

puede ocasionar subsidencia del terreno a escala regional, asociado a las fisuras del terreno (Gleeson *et al.*, 2012), por lo que la calidad del agua subterránea puede verse degradada en algunas áreas como resultado de flujos inducidos desde pozos someros de baja calidad hacia los pozos profundos de buena calidad (Custodio *et al.*, 2005). En algunos casos, se puede presentar intrusión salina, reducción en el flujo base de los ríos y pérdida del hábitat ripariano y de humedales (Galloway *et al.*, 2003); (Sophocleous, 2005). Es probable además, que en el futuro inmediato el cambio climático intensifique la escasez de los recursos de agua subterránea (Ajdary y Kazemi, 2014; Meixner *et al.*, 2016; Shrestha *et al.*, 2016; Herbert y Döll, 2019).

La Figura 1-1 esquematiza los procesos de recarga y descarga que ocurren en los acuíferos urbanos así como la problemática asociada a estos procesos. Por lo tanto, el entendimiento de los sistemas de agua subterránea en respuesta al cambio climático y al desarrollo de las poblaciones es esencial para asegurar la sustentabilidad de este recurso (Jyrkama y Sykes, 2007). Tal razonamiento es prerequisite para mitigar la escasez de agua y la vulnerabilidad a la contaminación (Carlson *et al.*, 2011). De ahí que, distintos enfoques metodológicos han sido utilizados para evaluar escenarios de respuesta de un sistema acuífero ante diferentes cambios en los procesos de recarga y descarga.

En particular, se han evaluado sistemas acuíferos sometidos a cambios generales del medio ambiente, que constituyen fuentes de suministro de agua potable para consumo (Urrutia *et al.*, 2018), riego (Steward y Allen, 2016) e industria (Urrutia *et al.*, 2018), así como aquellos que condicionan la subsistencia de los ecosistemas acuáticos (Griebler *et al.*, 2019; Kløve *et al.*, 2014). El análisis de la complejidad de la gestión racional del agua subterránea ha sido abordado a través de estudios hidrogeológicos con base científica y monitoreo hidrológico (Galloway *et al.*, 2003), que pueden ser utilizados, en primera instancia, para la toma de decisiones hacia la sustentabilidad del agua subterránea (Schwartz *et al.*, 2020; Yihdego y Waqar, 2017).

La mayoría de los estudios relacionados con el agua subterránea en áreas urbanas se han enfocado a la evaluación de los recursos hídricos (como en Delhi, India, Chatterjee *et al.*, 2009; Atacama, Chile, Urrutia *et al.*, 2018); Roma, Italia, Di Salvo *et al.*, 2014); degradación de la calidad del agua debido a la descarga de contaminantes (Bahía de Frenchman, Canadá, Eyles *et al.*, 2013; Londres, UK, Marchant *et al.*, 2011; Douala, Camerun, Takem *et al.*, 2010); o la prevención de desastres por las lluvias intensas (Dearden *et al.*, 2013). Asimismo, muchos países han desarrollado modelos de flujo de aguas subterráneas con el objeto de administrar sus recursos hídricos en áreas urbanas como es el caso de la ciudad de Vittisk, Suecia (Gustafsson *et al.*, 1997); Milán, Italia (Bonomi y Cavallin, 1997); Copenhague, Dinamarca (Jeppesen *et al.*, 2011).



*Figura 1-1 Procesos de recarga y descarga en los acuíferos urbanos. El esquema muestra los componentes del Balance Hídrico en un ambiente urbano, donde el agua importada y la recarga urbana son entradas artificiales, mientras que las extracciones son salidas artificiales al sistema de agua subterránea.*

Otros investigadores han usado modelos para analizar la interacción acuífero-río en un acuífero aluvial urbano (Langreo, España, Martínez-Santos *et al.*, 2010a); también para cuantificar la recarga de agua subterránea tomando en cuenta la recarga urbana (Yang *et al.*, 1999), en la ciudad de Nottingham, UK; o para examinar los efectos del suministro urbano basado esencialmente en el agua subterránea, tal como el estudio de Martínez-Santos *et al.*, (2010b) para la zona metropolitana de Madrid (España). En términos generales estos estudios contribuyen a la evaluación de la sostenibilidad de los recursos hídricos subterráneos principalmente en zonas fuertemente presionadas por el urbanismo.

De acuerdo a Di Salvo *et al.* (2014), las áreas urbanas están creciendo más rápidamente que las áreas rurales, estimándose que para el año 2030 el 60% de la población mundial se establecerá en los centros urbanos. Ante este escenario, es fundamental desarrollar estrategias que preserven la cantidad y la calidad de los recursos de agua subterránea, que faciliten, asimismo, un aprovechamiento sostenible de los recursos hídricos, garantizando el acceso a las generaciones actuales, sin afectar el de las futuras generaciones y ecosistemas dependientes.

En tal sentido, el estudio de los sistemas acuíferos desde una perspectiva cuantitativa es hoy en día reconocida por las agencias gubernamentales como uno de los más importantes problemas en hidrogeología ya que además pueden presentarse efectos adversos en el agua subterránea debido al cambio climático (Solomon *et al.*, 2007), que al estudiarse conjuntamente con la presión urbana pueden tener un resultado exacerbado y afectar incluso a los ecosistemas dependientes del agua subterránea (Griebler *et al.*, 2019; Kløve *et al.*, 2014; Wright y Xu, 2000).

### 1.1.2 Gestión sostenible del agua subterránea

La definición del grado de sostenibilidad alcanzado en los recursos hídricos subterráneos no es una tarea fácil (Menció *et al.*, 2010), y se complica más cuando se analiza en ambientes urbanos (García-Fresca y Sharp, 2005; Schirmer *et al.*, 2013; McGrane, 2016). El proceso inicia con el conocimiento detallado de las características hidrogeológicas de la zona de

interés, entre ellas, la definición de las unidades hidroestratigráficas y el comportamiento del flujo en respuesta a los controles geológicos de la zona (Rawling *et al.*, 2001; Bense y Person, 2006; Bense *et al.*, 2013; Moya *et al.*, 2014). Con ello se obtiene una buena aproximación sobre las fronteras de flujo, zonas de recarga, variación del nivel piezométrico en el acuífero y dirección de flujo (Friedel, 2016; Fulton *et al.*, 2005; Sanz *et al.*, 2009; Urrutia *et al.*, 2018), entre las más importantes.

Además, las características hidrogeoquímicas del agua subterránea y la hidrología isotópica, son utilizadas como técnicas de contraste para reafirmar o ajustar los planteamientos basados en la hidrodinámica de un sistema acuífero sobre el comportamiento del flujo, origen y edad del agua subterránea (Cloutier *et al.*, 2006; Cortes *et al.*, 2016; Rman, 2016; Mora *et al.*, 2017); asimismo se utiliza en la identificación de recarga urbana (Barrett *et al.*, 1999; Lerner, 2002; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Carlson *et al.*, 2011; Rman, 2016). Estas técnicas permiten incluso, el establecimiento de modelos conceptuales del comportamiento de los sistemas de agua subterránea (Kpegli *et al.*, 2018). En base a estos análisis es posible tener una comprensión bastante clara del comportamiento del flujo en el medio subsuperficial.

Sin embargo, esto no es suficiente en un análisis de sostenibilidad del agua subterránea. Se requiere, además, la cuantificación de las entradas y salidas en el acuífero que constituyen su balance hídrico (Alley *et al.*, 2005). Este puede definirse en su forma más sencilla según la Ecuación 1-1. En relación a las entradas, Scanlon *et al.* (2002), destaca la importancia de la elección del método apropiado para cuantificar la recarga de agua subterránea, tomando en consideración la variabilidad temporal y espacial de este componente, así como el uso de distintos métodos para contrastar los resultados. Sobre todo, debido a la alta incertidumbre que existe en su determinación.

$$\sum Q_{in} - \sum Q_{out} = \Delta V \quad (1-1)$$

Donde  $Q_{in}$  corresponde a la suma de todas las entradas,  $Q_{out}$ , representa las salidas y  $\Delta V$ , es el cambio en el almacenamiento del sistema hidrológico analizado, todos los términos están en unidades de volumen sobre tiempo ( $L^3/T$ ).

Uno de los métodos más versátiles para determinar la recarga natural por precipitación es el Balance Hídrico, entre ellos, ha cobrado relevancia el balance de humedad de suelos, el cual consiste en la cuantificación de las entradas y salidas en un área definida con profundidad igual a la profundidad media de las raíces de la vegetación existente en esa área (Thornthwaite y Mather, 1955; Steenhuis y Van Der Molen, 1986; Bargaoui, 2018). Por ser un método indirecto, los resultados proporcionan la estimación de la recarga potencial de agua subterránea.

Basados en los planteamientos de Thornthwaite (1957, 1948); y Thornthwaite y Mather (1955), autores como Westenbroek *et al.*, (2018, 2010) desarrollaron programas de computadora que incorporan la variabilidad espacial y temporal de la recarga natural de agua subterránea, proporcionando poderosas herramientas para estimar este fundamental parámetro de entrada en un acuífero. En este caso el Balance de Humedad del Suelo puede escribirse según la Ecuación 1-2.

$$HS = P - Int - Esc - ET + HS_i \quad (1-2)$$

Dónde,  $HS$  representa la humedad del suelo para el día de simulación en mm;  $P$ , corresponde a la precipitación en mm;  $Int$ , es la intercepción de la vegetación (mm);  $Esc$ , es la escorrentía superficial en mm;  $ET$ , corresponde a la evapotranspiración real en mm; y,  $HS_i$ , representa a la humedad del suelo en el día previo a la simulación en mm.

En este modelo de recarga, se asume que la humedad del suelo varía entre la capacidad de campo  $HS_{cc}$  en  $\text{mm m}^{-1}$  y el punto de marchitez permanente del suelo  $HS_{PMP}$  en  $\text{mm m}^{-1}$ , los cuales dependen de su textura. La recarga ocurre cuando la humedad del suelo determinada en la Ecuación 1.2, supera a la capacidad total de agua disponible  $TAW$  en mm (Ecuación 1.3) que viene dada por la diferencia entre ambos valores de humedad multiplicada por la profundidad de las raíces  $PR$  en m.

$$TAW = (HS_{cc} - HS_{PMP}) \cdot PR \quad (1-3)$$

También existen métodos de trazadores químicos como los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), cuya bondad se basa en los bajos costos de su implementación comparado a otros métodos. Consiste en el



cálculo de un balance de masa de cloruros entre el agua de lluvia y el agua subterránea medida a través puntos de muestreo como pozos o manantiales. Este método se fundamenta en la propiedad conservativa de los cloruros, que asume como la única fuente de aporte de  $\text{Cl}^-$  al flujo de agua subterránea a la precipitación (Eriksson y Khunakasem, 1969).

Así, en un evento de precipitación, el flujo del  $\text{Cl}^-$  depositado en la superficie del suelo es igual al flujo de  $\text{Cl}^-$  que cruza la zona radicular con el agua infiltrada (Flint *et al.*, 2002). A medida el flujo avanza, se pierde agua por evapotranspiración, por lo tanto, la concentración de  $\text{Cl}^-$  en el agua de la zona no saturada incrementa mientras la tasa de infiltración se reduce hasta llegar a un valor constante, en el cual ya no está expuesta a la evapotranspiración. A partir de allí, esta concentración permanece constante y se desplaza a la misma velocidad que el agua subterránea, debido a su propiedad conservativa. Entonces, la tasa de infiltración neta viene dada por la Ecuación 1.4.

$$R = \frac{PC_p}{C_{wg}} \quad (1-4)$$

Dónde,  $P$  es la precipitación media anual efectiva por área (mm);  $R$ , es la recarga total (mm);  $C_p$ , es la concentración media de cloruro en la precipitación (mg/L); y,  $C_{wg}$ , es la concentración de cloruro en el agua subterránea (mg/L).

Otros métodos utilizados para determinar la recarga natural por precipitación de agua subterránea son el balance hídrico en canales, medidores de filtración, descarga de flujo base, otros trazadores como el calor, isótopos ambientales, lisímetros, modelos numéricos, fluctuación de la tabla de agua, ley de Darcy, entre otros. Algunos de estos métodos tienen aplicación en la superficie, en la zona no saturada o en la zona saturada. La Figura 1-2 se presenta uno de los resúmenes más completos de las técnicas de estimación de recarga elaborado por Scanlon *et al.* (2002) y complementado en este estudio; su selección depende de los objetivos del estudio, la escala espacial y temporal, así como la disponibilidad de información.

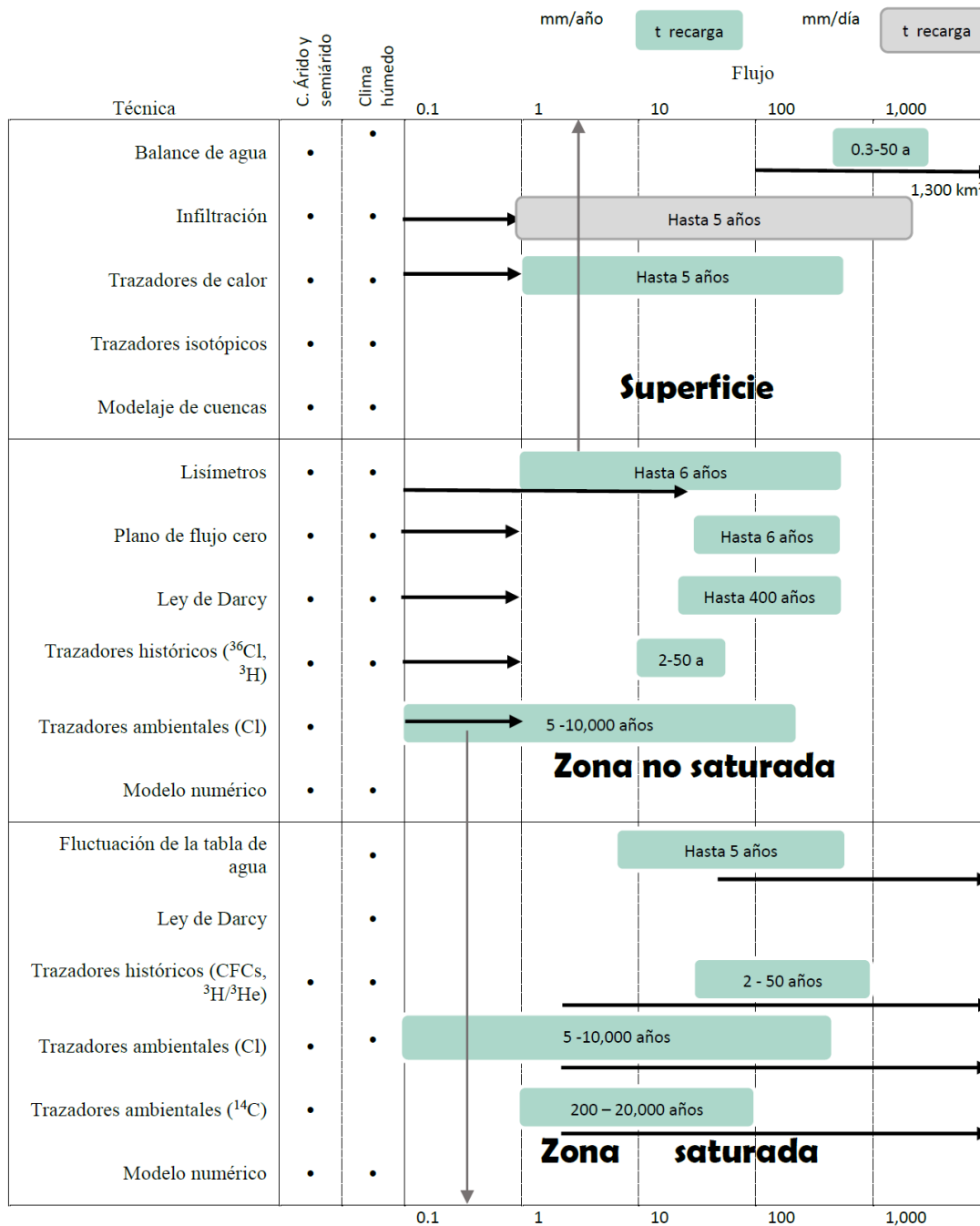


Figura 1-2 Técnicas para estimar la recarga de agua subterránea en regiones áridas, semiáridas y con clima húmedo en base a la tasa de recarga, la superficie de estudio y el período de tiempo que representa dicha recarga. Las estimaciones puntuales están representadas en el rango espacial de 0-1 m<sup>2</sup>, Las flechas indican el ámbito de estudio, los períodos de tiempo para la zona no saturada pueden extenderse por más tiempo del mostrado. Modificado de Scanlon et al. (2002).

En zonas urbanas, la recarga indirecta generada principalmente por fugas en los sistemas de agua y alcantarillado (Barrett *et al.*, 1999) puede ser un componente significativo de la recarga total (Yang *et al.*, 1999; Lerner, 1990, 2002; Ajdary y Kazemi, 2014), tal y como se muestra en la Figura 1-3; por lo tanto, en alguna medida, podría disimular los impactos de la extracción y de la reducción de la recarga por efectos del bombeo y el cambio climático en los niveles de los acuíferos urbanos. De ahí que ha sido necesario identificar la existencia de la recarga urbana.

En ese sentido, probablemente los métodos viables para estimar la recarga a escala regional sean el balance de agua y los trazadores químicos, ya que el uso de los niveles piezométricos es útil solo para estudios locales (Lerner, 2002; Scanlon *et al.*, 2002). El balance de agua ha proporcionado buenos resultados cuando la recarga urbana representa un porcentaje significativo de la recarga total de alrededor del 25% (Lerner, 2002; Dripps y Bradbury, 2007; Smith y Westenbroek, 2015; Graf y Przybyłek, 2014).

Por su parte, los trazadores químicos son muy útiles en la identificación de la recarga natural y urbana, a partir de las concentraciones de los solutos o la relación entre sus concentraciones, para definir los volúmenes de recarga (Barrett *et al.*, 1999; Lerner, 2002; Flint *et al.*, 2002; Scanlon *et al.*, 2006; Custodio, 2010; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Carlson *et al.*, 2011; Demlie, 2015; Naranjo *et al.*, 2015; Doble y Crosbie, 2017), aunque no su variabilidad espacial y temporal.

En consecuencia, al tener evidencia de la recarga urbana como componente de la recarga total, se hace necesaria su cuantificación, pese a que es sumamente compleja sobre todo en ambientes urbanos (Lerner, 2002). Un enfoque holístico es sugerido para resolver el problema de cuantificación de la recarga y en ese sentido, modelos de agua subterránea utilizando la recarga como parámetro de calibración han sido desarrollados (Lerner, 2002). También se ha utilizado el balance de solutos, como una herramienta para subdividir los componentes de la recarga (Lerner, 2002; Yang *et al.*, 1999; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010). Otros autores han optado por cuantificar cada componente del balance hídrico urbano, separando los componentes de la recarga urbana (Mitchell *et al.*, 2003; Wakode *et al.*, 2018).

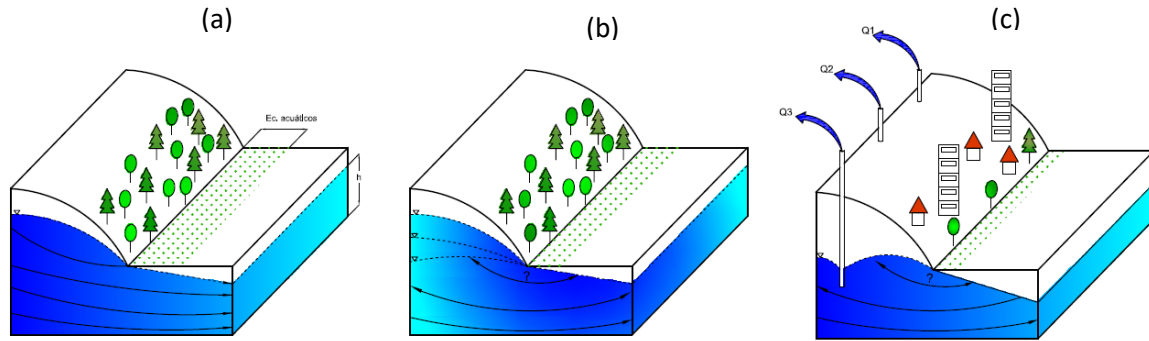


Figura 1-3 Posibles respuestas de un acuífero ante distintas condiciones de entradas y salidas al sistema de agua subterránea (a) Natural (b) Con cambio climático y (c) Con cambio climático y urbanismo. Modificado de Kløve et al. (2014)

Sin embargo, cuando se pretende evaluar la sostenibilidad en un acuífero urbano es necesario cuantificar el balance hídrico urbano, que contemple tanto las entradas como las salidas inducidas por dicho ambiente. Así, junto con el resto de características del acuífero se tendrá información suficiente para establecer el modelo conceptual del acuífero como paso fundamental previo a la simulación. Según Anderson y Woessner (1992), un modelo numérico es tan bueno como lo sea su modelo conceptual. En atención a lo anterior, el balance hídrico en un acuífero urbano puede escribirse según la Ecuación 1-5.

$$R_n + R_u + Q_{in-sub} = S_n + B + Q_{out-sub} \quad (1-5)$$

Donde  $R_n$ , es la recarga natural por precipitación;  $R_u$ , es la recarga urbana procedente de las actividades humanas desarrolladas en la zona de estudio, por ejemplo, fugas en los sistemas de alcantarillado y agua potable;  $Q_{in-sub}$ , representa los flujos de entrada subterráneos en el acuífero, ya sea entradas laterales o filtraciones verticales;  $S_n$ , representa a las salidas naturales del sistema, que incluye descargas a manantiales y flujo base de ríos;  $B$ , corresponde a las extracciones por bombeo en el acuífero; mientras que  $Q_{out-sub}$ , son las salidas subterráneas laterales o verticales a otros acuíferos o cuencas.

Una vez cuantificados los componentes del balance hídrico de un acuífero urbano, considerando su variabilidad espacial y temporal, su marco de análisis, su estratigrafía, sistemas de flujo e interacciones con sistemas de agua superficial, es posible establecer un modelo conceptual confiable y realizar con fundamentos sólidos un primer análisis de la sostenibilidad de dicho sistema. Con dichos aportes, se brinda información suficiente para la toma de decisiones de gestión sustentable del agua subterránea que orienten a los tomadores de decisión para garantizar las demandas de agua de las actuales y futuras generaciones sin comprometer los ecosistemas vitales.

### 1.1.3 Justificación contextual y científica

Según Schirmer *et al.* (2013), el mantenimiento de la calidad y la cantidad de los recursos de agua subterránea en acuíferos urbanos es una tarea compleja que incluye distintas escalas temporales y espaciales. La clave para entender el deterioro del agua subterránea urbana es el conocimiento del impacto de la urbanización en el balance de agua, a partir del cual se podrá realizar un manejo sustentable de los recursos hídricos en zonas urbanas y sus alrededores, sobre todo a la luz de ciudades crecientes y el cambio climático global. La mayor atención en esta temática ha sido puesta en zonas con clima árido y semi árido (Foster *et al.*, 1999; Sharp, 2010), haciéndose notar la necesidad de estudiar la recarga de agua subterránea en acuíferos urbanos localizados en zonas con clima húmedo.

En este entorno, el estudio de la recarga urbana es aún limitada (Kruse *et al.*, 2013) y algunos investigadores señalan la necesidad de conocer mejor el comportamiento de este fenómeno (Lerner, 2002; Schirmer *et al.*, 2013), que impacta directamente sobre la disponibilidad del recurso hídrico y pone a la luz la necesidad de su manejo sustentable. Las necesidades de gestión en un acuífero dependen fuertemente del grado de desarrollo que tengan los recursos hídricos subterráneos de la zona, es por ello que el estudio de los acuíferos urbanos sometidos a extracciones intensas es necesario como parte de las acciones técnicas de gestión del agua subterránea, sobre todo en el entorno climático cambiante que enfrenta el planeta (Tuinhof *et al.*, 2002).

Por supuesto que hay una gran variedad de acciones y herramientas relativas a la gestión del agua subterránea, sin embargo, el conocimiento técnico – científico del funcionamiento de los sistemas de agua subterránea, es indispensable en la toma de decisiones para el manejo de acuíferos con niveles de estrés importante en donde se da una expansión rápida o excesiva de las extracciones. Es en estos casos donde la experiencia demuestra que los modelos numéricos son herramientas técnicas indispensables para la evaluación del recurso hídrico subterráneo (Tuinhof *et al.*, 2002). Sin embargo, en acuíferos fuertemente desarrollados, pero poco estudiados de forma profunda, el primer paso es el establecimiento de un modelo conceptual bien fundamentado.

Un modelo conceptual de agua subterránea que integre las características hidroestratigráficas, hidrodinámicas e hidrogeoquímicas de un acuífero urbano, así como la distribución espacial y temporal de la recarga, considerando la recarga urbana como parte de las entradas al sistema, asimismo, las salidas subterráneas y descargas a cuerpos de agua superficiales, que tome en cuenta los distintos escenarios que el balance de agua urbana proveerá información importante que advierta sobre el comportamiento potencial de los niveles en el acuífero y la garantía en la satisfacción de las demandas de los usuarios. En consecuencia, es un paso inicial fundamental para brindar el conocimiento necesario a los tomadores de decisión hacia una gestión más racional de la reserva de agua subterránea (Faunt, 2009), para propiciar su aprovechamiento sostenible y prevenir su sobreexplotación destructiva (Galloway *et al.*, 2003; Bredehoeft, 2005; Bredehoeft y Alley, 2014).

### El acuífero de San Salvador

El acuífero de San Salvador, es un ejemplo palpable de un típico acuífero con un nivel de estrés significativo (Owen *et al.*, 2010; MARN, 2013, 2016) y un nivel de gestión bajo. Su entendimiento tiene mucha importancia, lo cual presupone una protección contra la contaminación (problema en acuíferos que se extienden bajo un área urbanizada). El conocimiento y cuantificación de la recarga urbana, así como un análisis de los límites de explotación sustentable pretende, además, la conservación del almacenamiento del sistema acuífero.

Gran parte de este acuífero se encuentra localizado bajo el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), El Salvador (Figura 1-4); la cual, luego de un proceso de conurbación, pasó de una extensión de 52 km<sup>2</sup> en el año 1977 a 234 km<sup>2</sup> en el año 2012. La zona creció un 450% en 35 años y ahora concentra al 27.3% de la población del país, lo que la convierte en el área urbana más importante de El Salvador. Esta condición implica una alta demanda de recursos naturales, entre los que se cuenta el agua.

Hasta el año 1985, la ciudad fue abastecida a partir del sistema de pozos y manantiales que aprovechan el acuífero de San Salvador, conocido en la actualidad como Sistema Tradicional (ST). El déficit del suministro fue resuelto en ese momento con la entrada en funcionamiento del Sistema Zona Norte (SZN), que comprende un conjunto de pozos y manantiales localizados al noroeste del volcán de San Salvador (Figura 1-4). En menos de una década, el déficit de abastecimiento se hizo sentir nuevamente y en el año 1992, se adicionó al suministro del AMSS, el Sistema Las Pavas, que consiste en una toma de agua superficial del río Lempa localizada aproximadamente a 38 km de la ciudad (Figura 1-4).

Entre el año 2008 y 2016, en promedio el 40.3% del suministro de agua potable del AMSS fue extraído del acuífero de San Salvador, el 38.3% fue aportado por el Sistema Las Pavas, mientras que el 21.4 % provino del Sistema Zona Norte. Pese a que en los últimos años, no se refleja un aumento significativo en las extracciones del acuífero (Figura 1-5), sí se ha evidenciado descenso de los niveles en zonas particulares del acuífero (Protección Civil, 2016). Sin embargo, un análisis de la evolución de los niveles en todo el acuífero y de más largo plazo aún no se ha realizado.

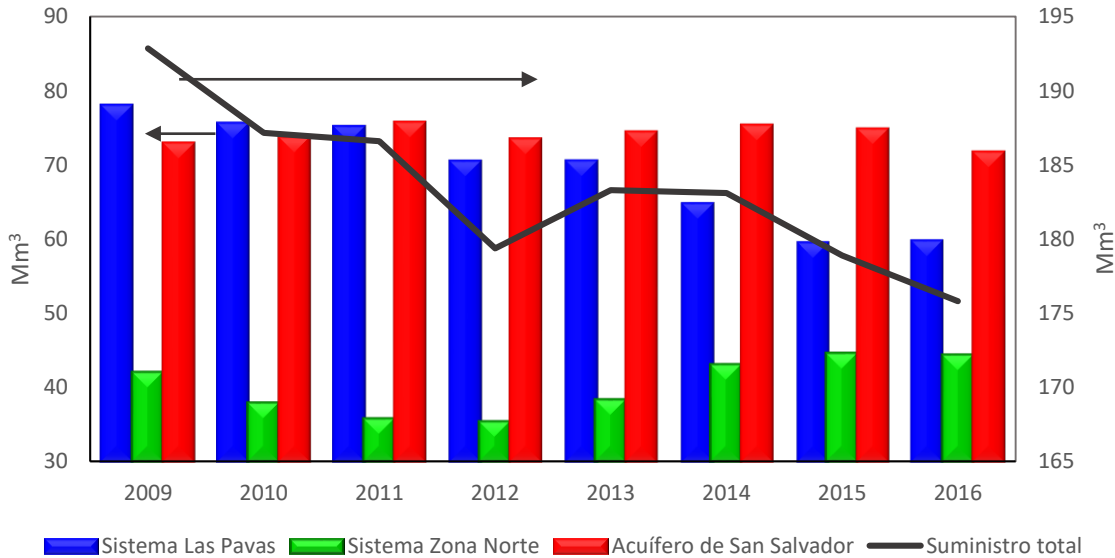
La situación llevó a las autoridades del país, en abril de 2016, a decretar Alerta Naranja para el Área Metropolitana de San Salvador para la implementación de medidas emergentes para el abastecimiento de agua potable (Protección Civil, 2016); el desabastecimiento fue asociado a la reducción de la precipitación respecto del promedio normal durante cuatro años continuos; a la expansión de la urbanización y al aumento de la demanda. Además de haberse informado de una evidente reducción en los niveles freáticos de los acuíferos que abastecen al AMSS.





Dada la alta importancia del acuífero de San Salvador, diversos autores lo han estudiado desde distintas perspectivas. Por ejemplo, se llevó a cabo el Estudio sobre aguas subterráneas en la zona metropolitana de San Salvador (PNUD, 1972). En este estudio se evaluó tanto los recursos hidráulicos superficiales como subterráneos, con el fin de establecer las zonas más favorables para su explotación, que garantizaran el abastecimiento de agua a la capital dentro de un período determinado.

En 1981 el Plan Maestro de Desarrollo y Aprovechamiento de Recursos Hídricos (PLAMDARH) estableció un modelo de aprovechamiento y explotación del acuífero de San Salvador, tras lo cual se creó la Oficina Especializada del Agua (OEDA), cuyo organismo fue el encargado de la planificación del uso del agua en forma única y centralizada. Desafortunadamente este organismo ya no se encuentra activo, lo cual da indicios de que en esa época la planificación sostenible de la explotación del recurso agua no fue un tema prioritario en el país.



*Figura 1-5 Suministro de agua del AMSS entre los años 2011 – 2016 por sistema de abastecimiento que suple la demanda del AMSS en millones de metros cúbicos. Se presenta los volúmenes anuales de producción de cada sistema, así como el volumen total producido anualmente por los tres sistemas.*

En el mismo sentido, en 1994 se realizó la Evaluación de la explotación de disponibilidad de agua subterránea y el análisis de pruebas de bombeo en el acuífero del AMSS (Coto Salamanca *et al.*, 1994). En este estudio se evidenció y cuantificó el desequilibrio del acuífero del AMSS en aproximadamente 1 m/año, considerando la evaluación del descenso del nivel freático en pozos ubicados en el área, el análisis de pruebas de bombeo y un balance hidrogeológico. El análisis atribuye este desequilibrio principalmente a la reducción de las áreas de recarga por la expansión urbana. Aunque algunos pozos han dejado de operar por descenso de niveles en sectores específicos, la tasa de descenso no corresponde con los niveles observados en los últimos años, por lo tanto, es posible que otros factores no considerados en el estudio también influyan sobre el comportamiento de los niveles del acuífero.

Este estudio fue actualizado en el año 2005, dando como resultado que la tasa de descenso en el acuífero aumentó, indicando que los ascensos específicos observados se debían a factores como la reducción de explotación debido al trasvase de agua hacia la zona, así como pérdidas en la red de distribución de agua potable (Arévalo Romero y Vásquez, 2005). En ambos casos, el análisis fue realizado con niveles dinámicos, no se consideraron las variaciones estacionales, y no se proporcionó evidencia que justificara tal descenso y aporte de recarga urbana.

Hacia el año 2005, se consideraba que el acuífero de San Salvador dependía principalmente de la recarga del volcán de San Salvador y, en segunda instancia, del cerro de San Jacinto, con un único sistema de flujo subterráneo. Barrera de Calderón (2010), distinguió dos sistemas de flujo que permiten diferenciar los aportes de las zonas de recarga de agua subterránea y asociarla a sectores específicos del acuífero que presentan mayores reducciones en los niveles e incluso paro de sus operaciones debido al descenso significativo de la columna de agua en los pozos.

Aunque los estudios sobre el agua subterránea de la zona han brindado aportes sobre el comportamiento del acuífero de San Salvador, aún se desconoce sus unidades hidroestratigráficas, así como sus límites de manejo sustentable, así como el efecto del

urbanismo en la calidad y cantidad de agua en el acuífero y cuerpos de agua superficiales asociados. La demanda de agua potable del AMSS genera una condición crítica de los recursos hídricos de la zona y la convierte en una zona prioritaria para el estudio de los recursos hídricos de El Salvador (MARN, 2016), evidenciando la necesidad de elaborar un modelo conceptual que considere los efectos del urbanismo en el agua subterránea y a la vez proporcione información confiable para la toma de decisiones en su gestión sostenible.

## 1.2 Objetivos

Reconociendo el impacto potencial de la gestión sustentable de los recurso hídricos en el acuífero de San Salvador, y la importancia de esta fuente de agua para atender las necesidades de los distintos usuarios de las ciudades de la subregión Metropolitana de San Salvador; el principal objetivo de este proyecto de tesis fue elaborar un modelo conceptual del acuífero urbano de San Salvador, para analizar su sostenibilidad e identificar esquemas de manejo sustentable del recurso hídrico, en consonancia con los objetivos globales del desarrollo económico y social de la región.

Esto implica el análisis de la información de los principales mecanismos que influyen en el equilibrio o desequilibrio de los recursos hídricos disponibles en el acuífero (recarga, intercambios de flujo con aguas superficiales, sistemas de flujo, heterogeneidad y variabilidad espacial de las propiedades hidrodinámicas, entre otros), así como la determinación de su relación con la tasa de explotación del acuífero, para estimar el avance o desequilibrio hidrológico en la zona.

El cumplimiento del objetivo general se ordenó en distintas etapas, a cada una de las cuales se asignó los siguientes objetivos específicos:

- a. Clasificar sistemáticamente la información geológica, hidrogeológica, topográfica e hidrogeoquímica existente y necesaria para el entendimiento preliminar del funcionamiento del sistema acuífero.
- b. Elaborar un modelo hidroestratigráfico tridimensional que proporcione información sobre la ocurrencia del agua subterránea en el acuífero.

- c. Identificar la recarga urbana en el acuífero mediante el uso de trazadores químicos.
- d. Cuantificar la recarga de agua subterránea del acuífero, diferenciando el aporte de recarga urbana.
- e. Estimar las descargas de agua subterránea naturales y extracciones en el acuífero, asociadas a las estimaciones de la recarga, para establecer el balance de aguas de la zona de estudio.
- f. Desarrollo de un modelo conceptual de la hidrogeología regional considerando una descripción detallada de los materiales geológicos, incluyendo, asimismo, el análisis estructural, con especial énfasis en el área de la subcuenca del río Acelhuate.
- g. Determinar los límites sustentables y durables de la producción de agua subterránea, estableciendo escenarios de gestión que consideren las diferentes posibilidades de consumo en el futuro y las consecuencias de su aplicación.

### 1.3 Hipótesis

El logro de los objetivos anteriormente expuestos permitió responder la hipótesis planteada inicialmente para este trabajo de tesis:

Existe un equilibrio en el balance hídrico del acuífero de San Salvador que es alcanzado mediante el aporte de la recarga urbana, con lo cual es posible decir que sin esta recarga el acuífero se encuentra sobreexplotado.

### 1.4 Estructura de la tesis

Este documento provee un marco metodológico para conocer la respuesta de los sistemas acuíferos localizados en climas húmedos sujetos a los impactos del urbanismo, partiendo de información dispersa, multifuente y multiresolución. La tesis ha sido editada “por artículo”, conformada por seis capítulos: un capítulo inicial de introducción; una sucesión de cuatro artículos científicos, que conforman el cuerpo del trabajo de investigación y un capítulo final de conclusiones. El estilo de las referencias utilizado corresponde a Elsevier - Harvard. La lista de referencias bibliográficas se integró en un solo apartado al final del documento, de

esta forma se evitó la duplicidad de referencias y se aseguró la consistencia de dichas referencias en todo el documento de la tesis. Según lo anterior, el contenido de cada capítulo puede resumirse de la forma siguiente:

1. Introducción. Se proporciona un abordaje general sobre los métodos y técnicas utilizados en esta investigación, así como del trabajo previo más representativo realizado en esta temática, sus retos y perspectivas. Se expone la justificación científica y el contexto de la problemática en el acuífero de San Salvador.
2. Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J. (2021a). Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 73(1). <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2021v73n1a170820>, (Anexo 1).
3. Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J. (2021b). Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador. *Tecnología y Ciencias del Agua* 12(5) (en prensa), (Anexo 2).
4. Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J. (2022). Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical. *Tecnología y Ciencias del Agua* 13(2) (en prensa), (Anexo 3).
5. Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J. (2021d). Análisis espacial de la sostenibilidad de un acuífero urbano a través del Balance de Aguas y el Modelo Conceptual. A ser sometido a la revista *Tecnología y Ciencias del Agua* (febrero 2021).
6. Conclusiones. En base al análisis conjunto de los resultados de los capítulos anteriores, se expone una serie de conclusiones en relación al funcionamiento y estado de sostenibilidad del acuífero de San Salvador. Asimismo, se presentan recomendaciones en torno a las potenciales implicaciones de la modificación de los componentes del balance hídrico, el urbanismo y los efectos adversos del cambio climático.

## 1.5 Otras contribuciones científicas

En esta sección se describe otras contribuciones científicas relevantes aportadas o adquiridas durante el período de mis estudios de Doctorado en Ciencias del Agua.

### 1.5.1 Otros artículos publicados

García-Rivera, B., Rodríguez-Urrutia, E., Arias-de-Linares, A., Barrera-de-Calderón, M., Kearney, S., Evaluación de propiedades físicas, químicas e hidrológicas en suelos manejados con maíz (*Zea mays*) y cinco programas de fertilización, La Montañona, Chalatenango, El Salvador. *Revista Minerva (Secretaría de Investigaciones Científicas de la Universidad de El Salvador)*, 3 (2) jul-dic 2020, pp. 60-73. ISSN 2521-8794

Barrera-de-Calderón, M. Sostenibilidad e implicaciones en el aumento de las tasas de bombeo del acuífero de Nejapa, El Salvador. *Revista de la Escuela de Estudios de Posgrado (Facultad de Ingeniería USAC)*. 10 (1), 2019, pp. 12-16. ISSN 2518-4725

Barrera-de-Calderón, M., Polanco, A., Garfias, J., Salas-García, J., Martel, R., Evaluación de la salinidad de un acuífero costero de El Salvador. Artículo de conferencia presentado a ALHSUD en el *XIII Congreso Latinoamericano de Hidrogeología “Unidos trabajando por el agua del planeta”*, 22-26 de agosto de 2016, Mérida, Yucatán, México.

Barrera-de-Calderón, M., Polanco, A., Garfias, J., Salas-García, J., Martel, R., Caracterización hidrogeológica e hidrogeoquímica del sistema de flujo de agua subterránea del acuífero de San Salvador. Artículo de conferencia presentado en el congreso *FIUAEM Ingeniería en Desarrollo Sustentable*, 11-13 de mayo de 2016, Toluca, Edo. México, ISBN: 978-607-422-702-4

### 1.5.2 Conferencias en congresos internacionales

II Congreso Guatemalteco de Geociencias Ambientales “Amenaza Natural Hidrogeológica”  
Caracterización del flujo de agua subterránea en acuíferos costeros poco desarrollados mediante técnicas hidrogeoquímicas y geofísicas 24-25 de noviembre de 2016, Antigua Guatemala, Guatemala

XIII Congreso Geológico de América Central, San Salvador, 2017. 5-9 de junio de 2017. San Salvador, El Salvador. Identificación de fuentes de Recarga en un acuífero urbano utilizando trazadores químicos: el caso de la ciudad de San Salvador, El Salvador.

III Congreso Guatemalteco de Geociencias Ambientales, 2018, 21-23 de noviembre de 2018. Cobán, Alta Verapaz, Guatemala. Isótopos ambientales en hidrogeología.

Ciclo de Conferencias Virtuales Carrera de Geología del Centro Universitario del Norte (CUNOR) de la Universidad de San Carlos. 40 aniversario de la Carrera de Geología “40 años contribuyendo a la Geología”. 23-27 de noviembre de 2020. “Agua subterránea en El Salvador, recurso valioso que demanda gestión sostenible”

### 1.5.3 Estancia de investigación

Realicé una estancia de 1 mes en el Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE). 2017, período durante el cual tomé el curso de Méthodes de caractérisation de la sous-surface.

## Capítulo 2

### **Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja**

Geological controls upon groundwater flux and pumping rates distribution associated to a complex volcanic structure

---

#### **Marcia Barrera-de-Calderón**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130.

Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires del 30 de julio, Ciudad Universitaria, San Salvador, El Salvador. Email : marcia.barrera@ues.edu.sv

#### **Jaime Garfias**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130. Email : jgarfiass@gmail.com



**Richard Martel**

Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), Québec, QC G1K 9A9, Canada.  
Email: richard.martel@ete.inrs.ca

**Javier Salas-García**

Facultad de ingeniería (FI-UAEM), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. México, C.P. 50130. Email : proyectos@javiersalasg.com

## Resumen

El conocimiento del flujo de agua subterránea es de suma importancia para la planificación sostenible de los recursos hídricos, especialmente en regiones con demandas crecientes de agua. La distribución de los materiales geológicos y la geología estructural han sido integradas en un Modelo Hidroestratigráfico Tridimensional (THM) para evaluar el comportamiento del flujo de agua subterránea en el acuífero de San Salvador, localizado en la porción oriental del volcán de San Salvador. La información geológica fue analizada, clasificada, reinterpretada y correlacionada a partir de informes de perforación de pozos y del mapa geológico nacional para agrupar capas con características geológicas similares, las cuales fueron relacionadas con sus propiedades hidráulicas para definir las Unidades Hidroestratigráficas (UHE) que conforman el acuífero. En el dominio de las UHE, se evaluó la distribución de las fallas, conductividad hidráulica y rendimiento de los pozos existentes en el acuífero para evaluar su relación con el flujo de agua subterránea. El modelo evidenció la existencia de seis unidades hidroestratigráficas (UHE) intercaladas y formadas por piroclasto y toba con la conductividad hidráulica (K) más baja de  $10^{-2}$  a 1 m/día, lava basáltica y andesítica fracturada con valores de K entre 1 y  $10^1$  m / d, y escoria con K más alta de  $10^1$  hasta aproximadamente  $10^3$  m/día. El modelo también mostró el desplazamiento de los bloques asociados al graben central en la Zona de Falla de El Salvador (ZFES) particularmente en el sur y este de la zona de estudio. Los resultados indican que la UHE de

baja producción de material piroclástico y toba se extiende en toda la zona de estudio, y es aprovechada por la mayoría de los pozos de explotación en el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS). Mientras que las UHE de lavas de Cuscatlán y San Salvador son menos extensas y localmente aprovechadas, sin embargo, presentan mayores caudales, principalmente cerca de fallas geológicas. Por su parte, la Escoria del Plan de La Laguna es una UHE localizada, pero la más productiva de la zona y se encuentra densamente fracturada. Adicionalmente, hay cuatro fallas importantes que pueden ser consideradas como potenciales conductos de agua subterránea y una que se comporta como barrera de flujo horizontal. Las fallas reflejan influencia en el flujo de agua subterránea cuando intersectan a flujos de lava, por el contrario, cuando intersectan a materiales porosos, esta influencia no fue evidenciada. Este estudio proporciona nuevos elementos al conocimiento de la distribución espacial y aprovechamiento de los materiales permeables en el acuífero de San Salvador y podría respaldar algunas decisiones para el manejo sostenible del agua subterránea, especialmente aquellas orientadas a las zonas de nuevos aprovechamientos. Esta metodología se podría aplicar en acuíferos con condiciones similares de datos escasos y múltiples fuentes de información.

**Palabras clave:** Acuífero de San Salvador, modelo hidroestratigráfico, acuífero volcánico fracturado, fallas en flujo de agua subterránea, ZFES.

## Abstract

Groundwater flux knowledge is of supreme importance for sustainable water resources planning, mainly in highly rising water demand regions. Distribution of geologic material and structural geology have been incorporated in a Tridimensional Hydrostratigraphic Model (THM) in order to assess groundwater flow occurrence in San Salvador aquifer, located in the east portion of San Salvador volcano. Geologic data have been analyzed, classified, reinterpreted and correlated from bore drilling reports and geology map of the zone to define layers with similar geologic characteristics. These layers were related with their hydraulic properties in order to define Hydrostratigraphic Units (UHE) in the aquifer. Faults

distribution, hydraulic conductivity and water rate production in wells were spatially analyzed and correlated for assessing the groundwater occurrence. The model showed the existence of six interbedded UHE formed by pyroclastic and tuff material with the lowest hydraulic conductivity (K) from  $10^{-2}$  – 1 m/d, fractured andesitic and basaltic lava with K values between 1 –  $10^1$  m/d, and volcanic scoria with the highest K from  $10^1$  to around  $10^3$  m/d. The model also showed the displacement of blocks associated to Central Graben in the Zone Fault of El Salvador (ZFES), specially at south and east of the study area. Results showed that the low production Cuscatlán pyroclastic and tuffs material UHE extends throughout the study area and it is exploited by most of productive water wells in the Metropolitan Area of San Salvador (AMSS). While Cuscatlán and San Salvador lavas UHE are less extensive, locally exploited, even though they are more productive and are classified as good aquifers, mainly near geologic faults. Meanwhile, Plan de La Laguna Escoria UHE is small, nevertheless, is the most productive of the area and densely fractured. Furthermore, there are four important faults in the zone that function as conduits and other fault that function as a barrier. Faults exhibit influence on groundwater flux when they intersect lava flows, conversely, when porous materials are intersected by faults, groundwater flux remains the same. This model gives new insights about the spatial distribution and exploitation of the permeable materials in San Salvador aquifer area and could support some decisions for sustainable groundwater management, mainly those focus on new water development zones. This methodology could be applied in aquifers with similar conditions of poor and multisource data.

**Key words:** San Salvador aquifer, tridimensional hydrostratigraphic model, fractured aquifer, faulting on groundwater flux, ZFES.

## 2.1 Introducción

El entendimiento de los sistemas de flujo es esencial para la gestión de los recursos de agua subterránea (Anderson y Woessner, 1992; Ochoa-González *et al.*, 2015). En Centroamérica, los depósitos volcánicos son predominantes (Williams y Meyer-Abich, 1955; Meyer-Abich, 1960; Weyl, 1961; Reynolds, 1980; Hernández, 2008) y conforman los acuíferos que suplen

la demanda de agua de su población (Ballestero *et al.*, 2007). Las principales ciudades de los países centroamericanos se encuentran asentadas en valles originados por la actividad volcánica de la zona. En El Salvador, los depósitos volcánicos que comprenden el acuífero de San Salvador, son de gran importancia para el abastecimiento de la población de la ciudad del mismo nombre (Barrera de Calderón, 2010). Este acuífero se localiza en una zona de fuerte actividad tectónica regional y local que causa rompimiento de la corteza en un complejo sistema de fallas y fracturas que podrían influenciar el flujo de agua subterránea del área.

La conceptualización del funcionamiento del sistema de flujo en un acuífero volcánico y fracturado requiere, por una parte, de un claro entendimiento de la distribución espacial de las unidades hidroestratigráficas (Ahmed, 2009). Por otra parte, el estudio detallado de las características hidráulicas asociadas a las zonas de falla, las cuales, según Bense *et al.* (2013) pueden realizarse a partir de estudios focalizados en la superficie (desde el punto de vista de los geólogos estructurales), o de estudios focalizados en la subsuperficie (realizados por hidrogeólogos). En regiones poco estudiadas desde el punto de vista hidrogeológico, estos estudios se vuelven retadores y complejos ya que involucran un fuerte trabajo de recolección, análisis y clasificación de información geológica, hidrogeológica e hidrogeoquímica que se encuentra dispersa en distintas formas y cantidades (Fulton *et al.*, 2005; Sanz *et al.*, 2009; Di Salvo *et al.*, 2012).

Varios autores, por ejemplo Carle *et al.* (1998); Weissmann *et al.* (1999); y He *et al.* (2014) consideran que la distinción de las unidades hidroestratigráficas involucra dos limitantes: la primera, relacionada con la información, como la escasez, dispersión y multiplicidad de fuentes de información; y la segunda, relativa a la heterogeneidad del ambiente físico que se va a caracterizar. Esta heterogeneidad, generalmente está acompañada de anisotropía en sistemas fracturados (Berkowitz, 2002; Bense y Person, 2006; Bense *et al.*, 2013), situación que debe ser enfrentada para entender el comportamiento de estos acuíferos.

La información geológica en regiones donde el conocimiento de la subsuperficie aún se encuentra en etapa temprana, viene principalmente de fuentes como los informes de perforación de pozos con fines de abastecimiento de agua (Moya *et al.*, 2014; Høyer *et al.*,

2015; Pham y Tsai, 2017), estos documentos pueden proveer importante información respecto de la variabilidad vertical del material geológico, pero solamente limitada información de la variabilidad lateral (Weissmann *et al.*, 1999; Muldoon *et al.*, 2001; Ahmed, 2009). Además, se debe enfrentar la variabilidad de la calidad de información (Ahmed, 2009; Høyer *et al.*, 2015), la cual demanda procesos de control de calidad que proporcionen datos confiables para elaborar los modelos (Ross *et al.*, 2005; Friedel, 2016; Pham y Tsai, 2017). Bense *et al.* (2013), considera que la información contenida en estos informes es de utilidad para evaluar fallas a escala regional.

De acuerdo a de Marsily *et al.* (2005), la heterogeneidad puede ser enfrentada a través de la definición de características geológicas similares. Algunos métodos que han sido utilizados para modelar la heterogeneidad y la conectividad espacial de la hidroestratigrafía incluyen: métodos estocásticos y geoestadísticos (Carle y Fogg, 1997; Sanz *et al.*, 2009; Ahmed, 2009; Travelletti y Malet, 2012), interpretaciones estratigráficas de los ciclos deposicionales (Muldoon *et al.*, 2001; Monreal *et al.*, 2011; Moya *et al.*, 2014; Taylor *et al.*, 2018); y aprendizaje automático (Friedel, 2016).

Pese a que hoy en día existen softwares robustos como RockWorks, Geological Process Modelling (GPM), Georeka, entre otros, los resultados que se obtienen dependen fuertemente de la distribución de los datos de entrada y la densidad de los mismos en el dominio del modelo. Cuando el análisis incluye las fallas, el problema se complica. En muchos casos, aunque se tenga una cantidad “suficiente” de datos de entrada, su distribución no es uniforme.

Por lo tanto, quedan zonas con poca información, las cuales resultan menos confiables luego del proceso de interpolación (Moya *et al.*, 2014). En esos casos, se hace necesario un análisis adicional que ajuste los resultados del modelo mediante la evaluación de las condiciones de entrada y de zonas vecinas, que provea una aproximación simplificada pero confiable de la distribución espacial de las UHE y de las fallas en el dominio del modelo. Esta es la base para la interpretación del modelo de flujo de agua subterránea.

Las zonas de fallas pueden comportarse como conductos o actuar como barreras hidráulicas, deteniendo y cambiando el sentido del flujo (Caine *et al.*, 1996; Rawling *et al.*, 2001; Bense *et al.*, 2013; Moya *et al.*, 2014). Algunos casos de fallas que actúan como conductos son

presentados por (Garven *et al.*, 1999; Lin *et al.*, 2014; Moya *et al.*, 2014). Además, se ha reportado fallas actuando como barreras por parte de Lin *et al.* (2014) en Table Mountain Group, Sur Africa; y Pham y Tsai (2017), en el sistema acuífero Baton Rouge, Lousiana, Estados Unidos. El gradiente hidráulico, la conductividad hidráulica y las tasas de flujo, además de la estructura de las fallas, son parámetros y características de las zonas de fallas que han sido utilizadas para identificar el comportamiento hidráulico conductivo de las fallas (Berkowitz, 2002; Bense *et al.*, 2013).

Este artículo tiene como objetivo la evaluación de los controles geológicos que dominan el flujo de agua subterránea del acuífero de San Salvador, a partir de la integración de la distribución espacial de las unidades hidroestratigráficas en un modelo tridimensional, la geología estructural y los parámetros hidráulicos de dichas unidades. Con este trabajo se espera contribuir al mejor entendimiento del funcionamiento de este acuífero volcánico y proveer información relevante para su manejo sostenible.

## 2.2 Contexto del área de estudio

### 2.2.1 Ubicación y descripción general

La zona de estudio está delimitada por la subcuenca media del río Acelhuate, la superficie se extiende en aproximadamente 362 km<sup>2</sup>. Dentro de esta zona se encuentra el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), que incluye a San Salvador, la capital de El Salvador y ciudad más importante del país. La subcuenca se localiza en el centro del país y, a su vez, en el centro-sur de Centro América tal y como se muestra en la Figura 2-1. La topografía de la zona se caracteriza por fuertes pendientes al sur y suroeste con una elevación máxima de 1917 msnm en el volcán activo de San Salvador, mientras que al norte el terreno se vuelve cada vez más plano, descendiendo hasta una elevación de 359 msnm.

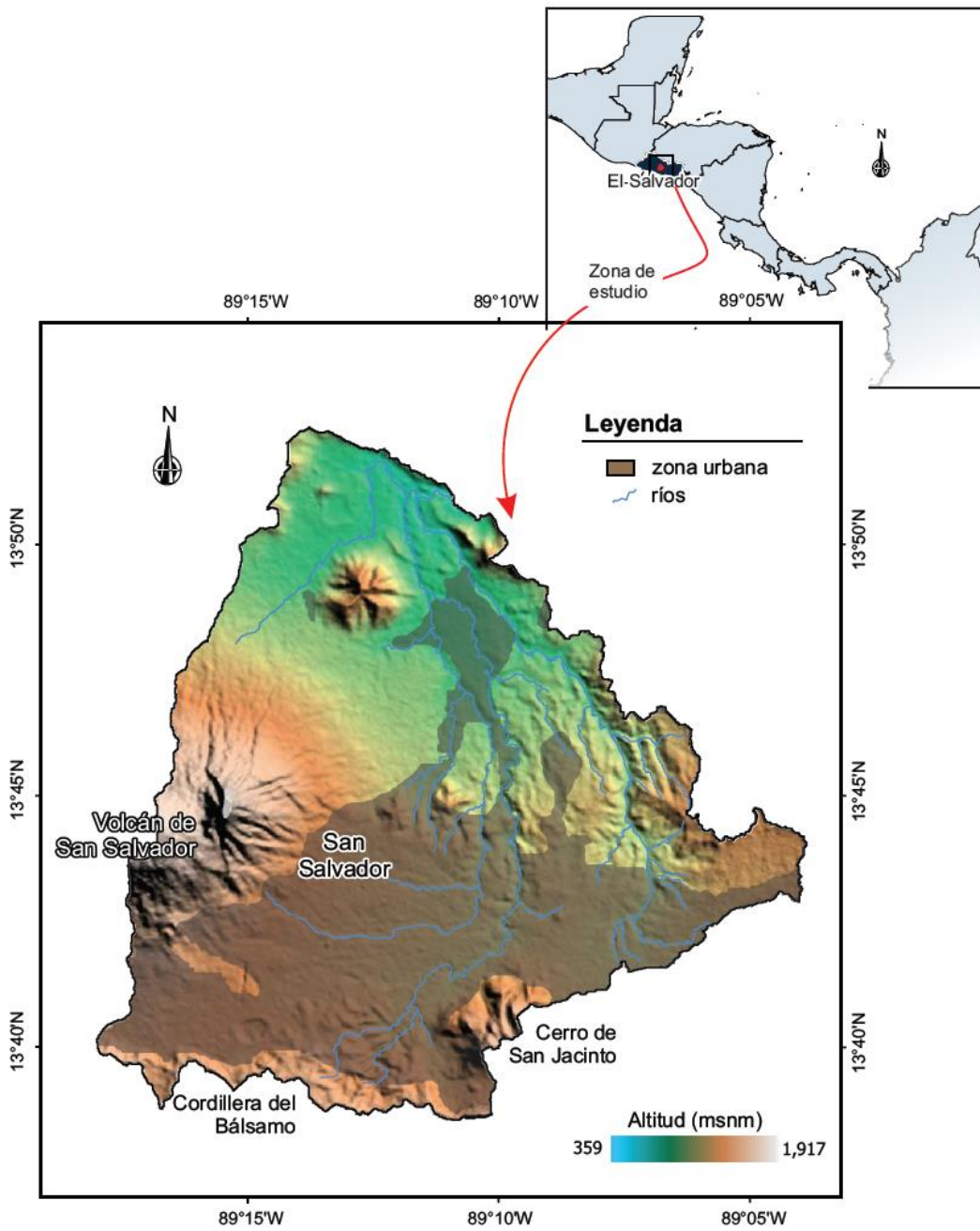


Figura 2-1 Ubicación de la zona de estudio en la región central de El Salvador y Centroamérica, mostrando accidentes geográficos que dan forma a la subcuenca del río Acelhuate.

El clima de la zona es tropical, la precipitación media anual varía desde 1731 mm/año, en la parte baja, hasta 2141 mm/año en la parte alta. Las temperaturas medias anuales oscilan entre 16.3 °C y 23.4 °C. El área se encuentra bordeada por importantes accidentes geográficos (Schmidt-Thomé, 1975), entre los que sobresalen el volcán de San Salvador, caldera de Ilopango, conocida como lago de Ilopango (Figura 2-2), cono efusivo y domos extrusivos de San Jacinto, el cono de escoria de Antiguo Cuscatlán, y cordillera del Bálsamo (Schmidt-Thomé, 1975; Lexa *et al.*, 2012; Hernández y Jicha 2019).

### 2.2.2 Entorno geológico

#### *Origen de los materiales que conforman el acuífero de San Salvador*

Diversos autores (Williams y Meyer-Abich, 1955; Meyer-Abich, 1960; Weyl, 1961; Reynolds, 1980; Hernández, W., 2008), explican que los fenómenos que dieron forma a los materiales en los cuales se encuentra el acuífero de San Salvador fueron de carácter tectónico, volcánico y erosivo. Tres formaciones, en orden de antigüedad, se distinguen en la zona de estudio: Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador (Figura 2-2) (Williams y Meyer-Abich, 1955; Weber *et al.*, 1974; Reynolds, 1980; Pedrazzi *et al.*, 2019). Estas formaciones consisten en una secuencia de materiales volcánicos del Plioceno al Holoceno (Lexa *et al.* 2012; Canora *et al.* 2014; Hernández y Jicha 2019).

En el período posterior al Plioceno de la era Terciaria se produjeron actividades de índole tectónico, durante esta etapa los materiales volcánicos depositados en el Terciario fueron drásticamente dislocados por fallamientos verticales. Posteriormente, grandes bloques de la corteza que constituyen el basamento del acuífero sufrieron un ascenso y otros experimentaron asentamientos formándose montañas y valles (Meyer-Abich, 1960; Schmidt-Thomé, 1975; Williams y Meyer-Abich, 1955).



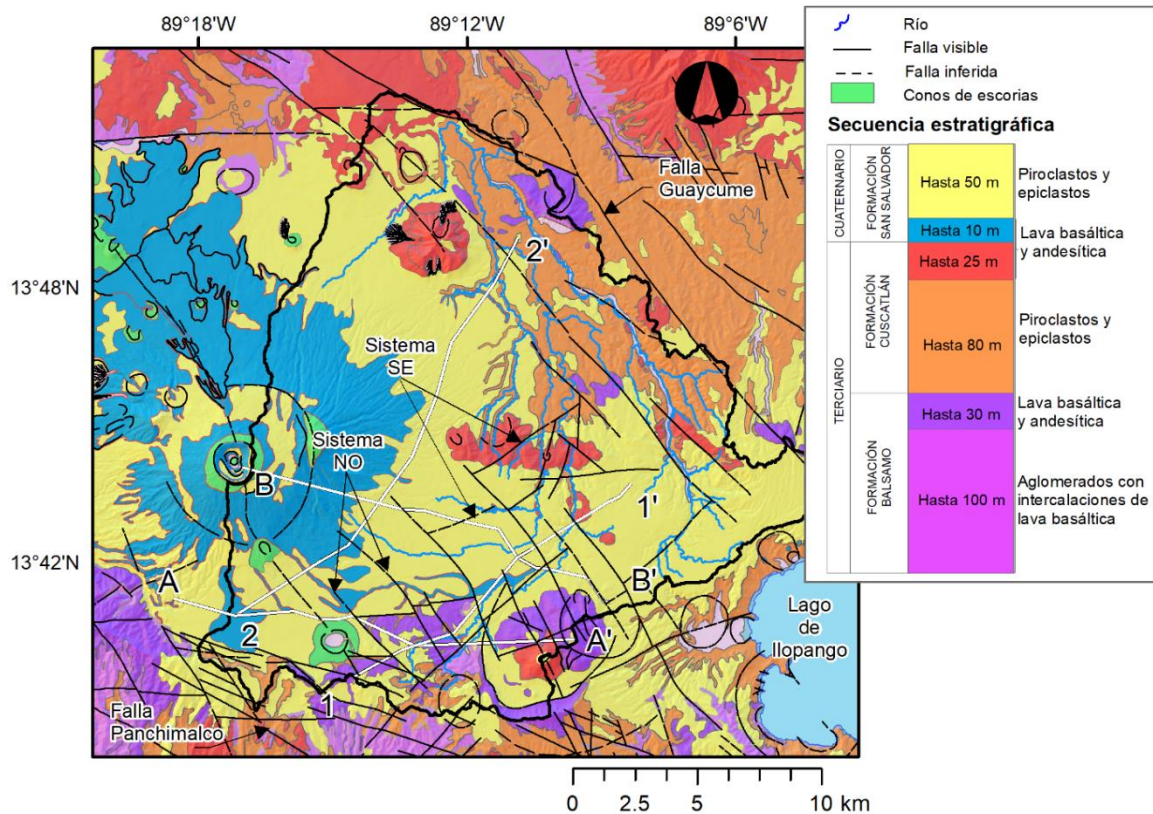


Figura 2-2 Mapa geológico simplificado de la zona de estudio a partir de Bosse et al. (1978). La secuencia estratigráfica de los materiales se muestra arriba a la derecha (Schmidt-Thomé (1975). El alineamiento de las secciones litológicas se muestra con líneas blancas. El mapa también presenta la distribución espacial de las principales fallas de la zona de estudio.

En el Cuaternario, a través de las zonas de debilidad dejadas por los movimientos tectónicos, se produjo una intensa actividad volcánica, dando origen a las estructuras volcánicas jóvenes del país, ahora conocidas como Arco Volcánico Centroamericano (CAVA) (Carr y Stoiber, 1977). Los materiales eyectados llenaron las cuencas tectónicas en la zona de estudio, los cuales tienen su origen en erupciones altamente explosivas consistentes en piroclasto y toba pumítica procedentes de la caldera de Ilopango (parteaguas noreste de la subcuenca), caldera de Coatepeque (aproximadamente 32 km al suroeste del volcán de San Salvador) y volcán de San Salvador (Lexa et al., 2012), parcialmente dentro de la zona de estudio (Figura 2-1).

Estos materiales se encuentran interestratificados con extrusiones de lava basáltica y andesítica procedentes del volcán de San Salvador (Hernández y Jicha, 2019), El Jabalí, cerro de Nejapa y Guazapa, y otros volcanes monogenéticos. Recientemente, se sumaron materiales resultantes de procesos erosivos que rellenaron terrazas aluviales en la parte más plana de la subcuenca (CEL, 1984). El acuífero de San Salvador se encuentra conformado por esta mezcla de materiales porosos y fracturados con distintas permeabilidades que determinan el flujo de agua subterránea en la zona.

#### *Características estructurales en la subcuenca del río Acelhuate*

La zona de estudio se localiza sobre la plataforma conocida como graben central (GC), localizada en la ZFES que se extiende discontinuamente de este a oeste por todo el país en aproximadamente 150 km de longitud y 20 km de ancho (Martínez-Díaz *et al.* 2004; Hernández y Jicha 2019). Dos fallas activas de la ZFES destacan en la región: al norte, la falla Guaycume, de unos 22 km de longitud, que coincide en algunos sectores con el parteaguas de la subcuenca (Martínez-Díaz, *et al.* 2017) y al sur, la falla Panchimalco (Canora *et al.* 2014) que se encuentra al sur del parteaguas en la cordillera del Bálsamo, fuera del área de estudio (Figura 2-2) Ambas han identificadas como unas de las principales causantes de destructivos terremotos (Canora *et al.* 2014; Alonso-Henar *et al.* 2018).

De acuerdo a Schmidt-Thomé (1975), cuatro sistemas de fallas desarrollados en diferentes momentos se distinguen en la zona de estudio. El sistema más antiguo corresponde a las fallas alineadas este – oeste, localizada al sur, que corresponden con el escarpe norte de la cordillera del Bálsamo y puede asociarse al GC (Hernández y Jicha, 2019). El sistema norte-sur aparece solo localmente, mientras que los sistemas noroeste y subordinado noreste, derivados del primero, son considerablemente importantes dentro de la configuración tectónica del lugar (Figura 2-2).

Schmidt-Thomé (1975) destacó la presencia de los más recientes centros de erupción: el cráter La Laguna, el volcán Boquerón y la depresión de Ilopango, en la intersección entre fallas de orientación este con otras de orientación noroeste. Por su parte Hernández y Jicha (2019) notaron que, en fallas paralelas a la dirección noroeste, se presenta el apareamiento

de conos de escorias, cráteres de explosión y erupciones de flancos. El cráter de explosión La Laguna conforma una serie caótica de materiales que dificulta la identificación de la correlación litológica de los materiales registrados en columnas litológicas de pozos del sector, dando indicio de la presencia de varias fracturas o fallas en la zona (Figura 2-1 y 2-2).

### 2.2.3 Entorno hidrogeológico

Diversos estudios hidrogeológicos con fines de extracción de agua se han desarrollado en la zona de estudio (Delgado, 1981; Acosta, 1991; Delgado, 2001; EYCO S.A. de C.V., 2005; Guevara Retana, 2013, entre otros). Sus alcances son específicos y limitados a la zona de interés y a la evaluación con fines de explotación del acuífero. Otros estudios del comportamiento hidrogeológico de la zona fueron realizados en el ámbito académico (Duarte Saldaña, 1988; Gil, 2007; Barrera de Calderón, 2010); en estas investigaciones, aunque se identificaron estratos permeables, aún no se clasifican las unidades hidroestratigráficas sobre la base de un modelo tridimensional.

Adicionalmente, se han desarrollado estudios con fines de planificación hídrica a nivel nacional, los cuales incluyen al acuífero de San Salvador. Según ANDA (2008), en los alrededores del volcán de San Salvador se encuentra un acuífero fracturado de gran extensión y posiblemente de alta producción, el cual está constituido principalmente por roca volcánica andesítica y basáltica intercalada con material piroclástico. La delimitación de las unidades acuíferas se basa en la geología superficial, en tanto que los límites entre la unidad fracturada y la unidad porosa coinciden con los límites de las rocas efusivas andesíticas y basálticas de San Salvador, así como con los piroclastos y epiclastos de las formaciones San Salvador y Cuscatlán (Figura 2-2).

El PNUD (1972) determinó que la transmisividad de los materiales fracturados podría variar entre 1000 m<sup>2</sup>/día en el suroeste a 15000 m<sup>2</sup>/día al sureste de la zona de estudio. Valores de 50 m<sup>2</sup>/día a 100 m<sup>2</sup>/día han sido registrados en materiales piroclásticos al noroeste de la zona de estudio, mientras que en los materiales retrabajados se ha llegado a registrar valores hasta de 1000 m<sup>2</sup>/día (PNUD, 1972). Los materiales del Bálsamo son clasificados como roca no

acuífera y, por lo tanto, se ha considerado que el flujo de agua subterránea no ocurre en ese material.

Hasta la fecha, las evaluaciones del flujo de agua subterránea más relevantes corresponden a la ANDA (2008); Barrera de Calderón (2010); MARN (2016). Todos coinciden en la existencia de dos flujos principales; el primero, radial, proveniente del volcán de San Salvador; el segundo, proveniente de la cordillera del Bálsamo (Figura 2-1). Sin embargo, existen diferencias en la interpretación del recorrido de dicho flujo y de los controles geológicos dominantes, principalmente en los materiales fracturados. Estas interpretaciones pueden tener impacto en la planificación del desarrollo de los recursos hídricos de la zona y, por supuesto, en la evolución de los niveles del agua subterránea y la productividad de los pozos de la zona.

## 2.3 Materiales y métodos

### 2.3.1 Análisis y clasificación de datos geológicos e hidrogeológicos

#### *Adquisición de datos*

La información sobre las características subsuperficiales de la zona de estudio fue recopilada a partir de estudios e investigaciones previas y la recolección de datos de campo, que incluyó la verificación de la ubicación de los pozos y manantiales, informes de perforación de pozos, descripción de columnas litológicas, registros eléctricos verticales, informes de aforos, medición de niveles en el acuífero, reportes de análisis de hidrogeoquímica de agua, que adicionan información geocientífica al estudio (Bajc *et al.*, 2015). Además, se utilizó el Mapa Geológico de la República de El Salvador a escala 1:100,000 (Bosse *et al.*, 1978). El dominio del modelo fue determinado en base a los datos disponibles (Moya *et al.*, 2014) considerando que la zona de estudio estuviese comprendida dentro del mismo (Bajc *et al.*, 2015).

El análisis e interpretación de la información geológica y su relación con sus características hidrogeológicas permitió la identificación de las principales unidades hidroestratigráficas

(Benoit *et al.*, 2015) presentes en la zona que, en conjunto con la distribución de niveles piezométricos, proporcionaron información sobre las posibles zonas permeables que dominan el sistema de flujo.

#### *Control de calidad y homogeneización de los datos*

Un total de 361 pozos perforados, 58 manantiales y 12 pozos excavados, fueron identificados y sometidos a un proceso de depuración. Partiendo de los criterios de validación de calidad de información de pozos propuesta por Ross *et al.* (2005) para datos geológicos (G) se adicionó criterios de confiabilidad para información hidrogeológica (H) y de la química del agua. La información fue clasificada en cinco niveles (comprendidos entre el nivel G5 o H5 de confiabilidad alta, y el nivel G1 o H1 de confiabilidad mala). La información geológica e hidrogeológica con niveles 3 y 4 fueron seleccionados para el análisis (el nivel 5 no fue alcanzado).

#### *Construcción del modelo litológico tridimensional*

Un total de 89 columnas litológicas clasificados como G3 y G4 fueron procesadas para elaborar el modelo litológico (Figura 2-3). Para cada elemento se definió el material geológico representado y se reinterpretó cada informe con el fin de uniformizar los materiales geológicos en grupos representativos (Moya *et al.*, 2014), posteriormente se procedió a la construcción del modelo litológico. Adicionalmente, se incorporó la información correspondiente a los detalles constructivos y geométricos de los pozos (diámetro de perforación y entubamiento, distribución de la tubería lisa y ranurada); los datos del nivel piezométrico y fecha de su medición. Estos fueron utilizados en la asociación del estrato con las propiedades hidráulicas de los materiales geológicos.

El modelo litológico fue construido utilizando el método de interpolación de la distancia inversa disponible en RockWorks 16 (Ecuación 2-1). La interpolación fue realizada permitiendo que las unidades se intercalaran entre sí, representando de esta forma la geología de zonas volcánicas recientes.

$$Z_{nodo} = \frac{\sum \left( \frac{Z_{punto}}{d^n} \right)}{\sum \left( \frac{1}{d^n} \right)}, \quad (2-1)$$

donde, el exponente  $n$  de peso 2, indica una influencia moderada de la distancia de los puntos cercanos a la distancia  $d$ , entre el nodo de análisis y los pozos cercanos.  $Z$  es valor del nodo en análisis o los nodos cercanos a interpolar, dicho valor representa un tipo de litología. En el proceso de interpolación, fueron utilizados un máximo de 8 puntos para calcular el valor del nodo  $Z$ .

### *Construcción del modelo litológico tridimensional*

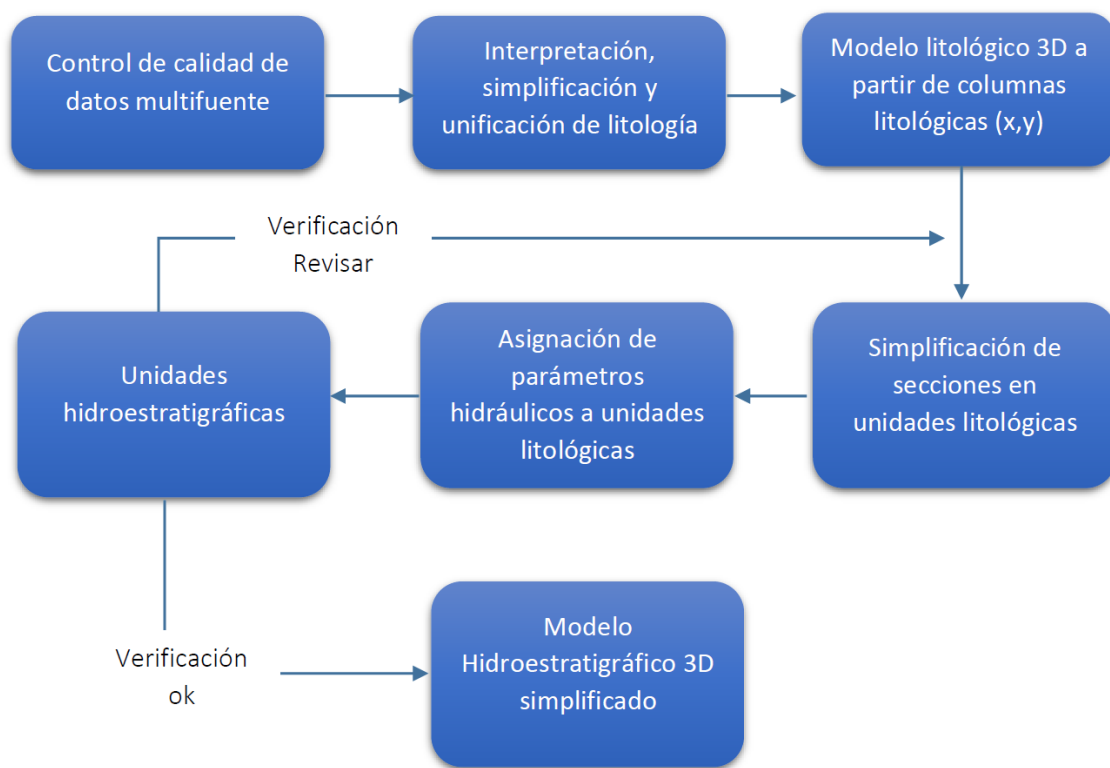
Para la identificación de las unidades hidroestratigráficas, Ross *et al.* (2005) consideran que es más fácil y natural, una concepción estratégica en 2D. En concordancia con ellos, para enfrentar la heterogeneidad de las formaciones geológicas resultantes en el modelo litológico tridimensional inicial, así como el fracturamiento de la zona, se elaboró perfiles litológicos trazados en zonas de especial interés para el entendimiento de la distribución de los materiales en el acuífero.

Estos perfiles fueron mejorados a partir de la interpretación de la litología, estandarizada (Bajc *et al.*, 2015) a partir de los informes de perforación de pozos, el mapa geológico de la zona (Bosse *et al.*, 1978) así como con la investigación sobre la evolución geológica descrita en los apartados precedentes, cuya síntesis permitió la obtención de los perfiles litológicos de los materiales predominantes en la zona de estudio. El proceso metodológico se muestra en la Figura 2-3.

### 2.3.2 Características hidráulicas de los materiales litológicos

La información de los parámetros hidráulicos en la litología que conforma el acuífero fue retomada de los informes de perforación de pozos y reportes cuyo nivel de confiabilidad hidrogeológica varió entre media y alta (H3-H5). Los datos de transmisividad, capacidad específica, porosidad eficaz, coeficiente de almacenamiento y conductividad hidráulica,

fueron asociados a cada una de las categorías litológicas antes mencionadas, verificándose para cada caso los estratos aprovechados (Figura 2-3). A partir del análisis de la información constructiva de los pozos como profundidad y distribución de la rejilla, y asumiendo que los parámetros medidos para pozos que aprovechan un solo material geológico, son representativos de sus características hidráulicas, se asignó valores de los parámetros hidráulicos a las litologías simplificadas en los perfiles litológicos.



*Figura 2-3 Secuencia metodológica para la definición de las Unidades Hidroestratigráficas (UHE) del acuífero de San Salvador.*

### 2.3.3 Unidades hidroestratigráficas

Una vez asociados los parámetros hidráulicos de los materiales geológicos con los materiales aprovechados mediante el modelo litológico bidimensional (Benoit *et al.*, 2015), se evaluó la distribución espacial de dichos parámetros, se verificó la consistencia de las asunciones del modelo bidimensional, se ajustó a aquellas que fueran necesarias y se procedió a clasificar las categorías litológicas en unidades hidroestratigráficas (Figura 2-3). Cada unidad hidroestratigráfica fue considerada como “única” por lo que no se repite en profundidad. A su vez, se puso especial énfasis en distinguir los materiales porosos y los materiales fracturados.

### 2.3.4 Evaluación de la influencia de las fallas en las características hidráulicas del acuífero

La influencia de las fallas/fracturas en el flujo de agua subterránea fue determinada a partir del análisis de las propiedades hidráulicas de las UHE, así como de la distribución de pozos y sus tasas de bombeo, la ubicación de los manantiales de alta productividad y su cercanía a fallas (Moya *et al.*, 2014). El valor de conductividad hidráulica y el estrato aprovechado fue evaluado en cada caso. Se consideró que la falla actúa como conductos en la dirección gradiente abajo cuando en pozos adyacentes a éstas, la conductividad hidráulica superase por un orden de magnitud el valor promedio registrado para un estrato determinado.

Debido a que esta investigación ha sido focalizada en la subsuperficie (Bense, *et al.* 2013), los datos disponibles y analizados únicamente permiten indicar si la falla actúa como barrera o como conducto, sin llegar a un análisis de detalle de la profundidad de la zona de falla. En este nivel, puede considerarse únicamente, que la zona de falla ejerce influencia sobre los estratos saturados fracturados, los cuales se muestran en las Figura 2-4 y 2-5..



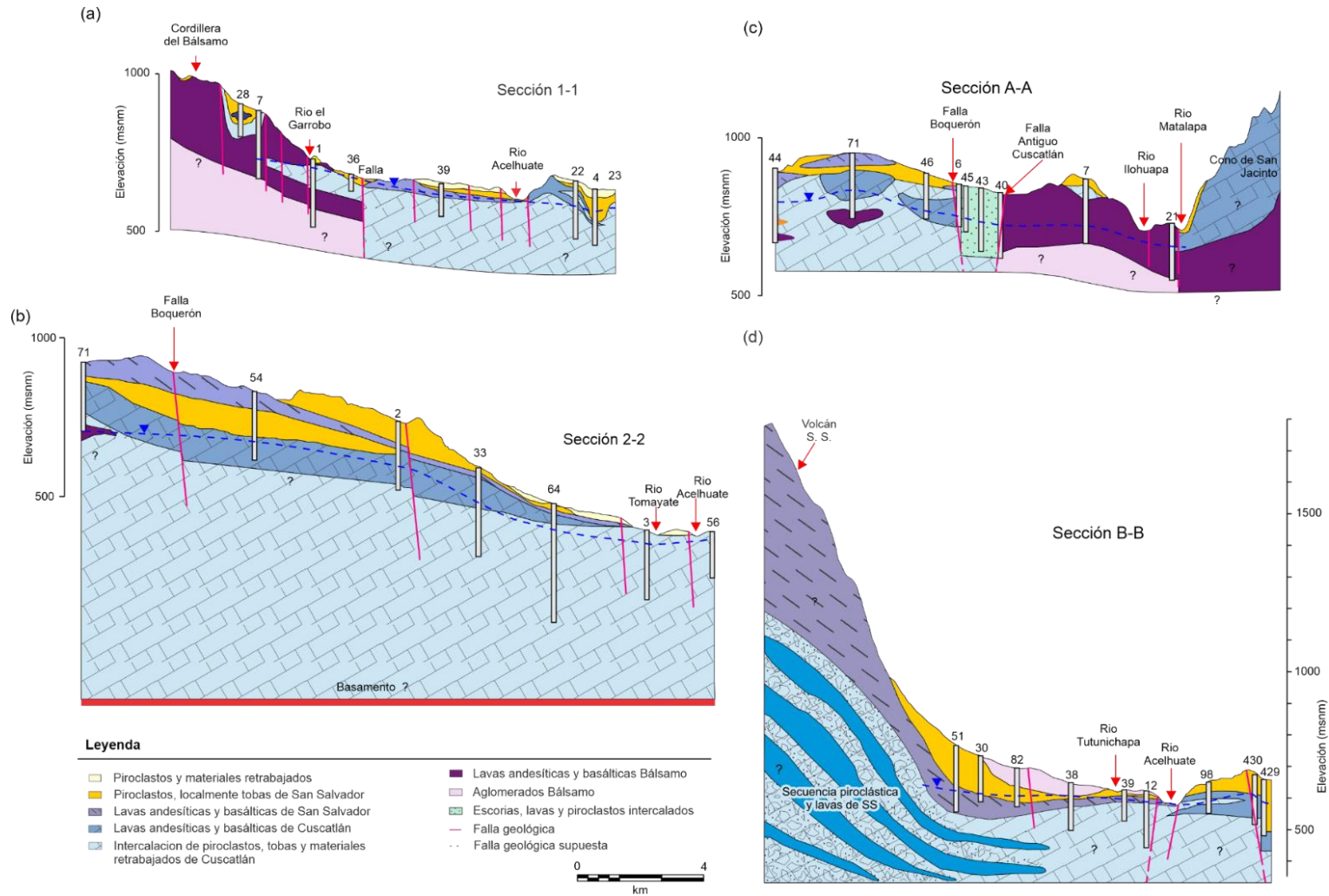


Figura 2-4 Secciones seleccionadas del modelo hidroestratigráfico tridimensional (THM) mostrando la distribución de las UHE, el nivel del agua subterránea y las principales fallas. a) Sección 1-1' (SO – NE) b) Sección 2-2' (SO – NE) c) Sección A-A' (O – E) d) Sección B-B' (NO –SE) (exageración vertical 10x).

Adicionalmente se construyó el mapa de isopiezas a partir de niveles piezométricos en 44 puntos dentro del acuífero: 18 corresponden a manantiales de alto caudal que afloran en zonas de cambio de contacto geológico, el resto fue medido en este estudio durante el período 2016 – 2017. Así, la carga hidráulica fue utilizada para definir la tendencia del flujo de agua subterránea durante el período de estudio. La dirección del flujo de agua subterránea fue analizada en conjunto con las fallas más conductivas, los parámetros hidráulicos y los caudales de bombeo, definiéndose así, aquellas que actúan como conductos o barrera influenciado por los sistemas de fracturas.

## 2.4 Resultados y discusión

### 2.4.1 Materiales de las formaciones acuíferas

El modelo hidroestratigráfico tridimensional fue elaborado para entender la distribución espacial y características hidráulicas de los principales materiales que conforman el acuífero de San Salvador. Un total de seis perfiles litológicos fueron construidos, de los cuales se eligieron cuatro perfiles (1-1', 2-2', A-A' y B-B') para destacar los aspectos más relevantes de los resultados en el dominio del modelo (Figura 2-4). En este análisis destacan, los espesores de los estratos saturados, sus relaciones geométricas y el desplazamiento de estos materiales debido a la presencia de los sistemas de fallas.

Los resultados indican la existencia de una secuencia piroclástica saturada, de gran espesor en toda la zona de estudio en concordancia con Fairbrothers *et al.* (1978) y Hernández y Jicha (2019). En el sur y suroeste, desde el volcán de San Salvador y la cordillera del Bálsamo, estos materiales se intercalan con flujos de lavas fracturadas de distintos espesores y origen, teniendo como barrera de la colada de lavas, el cauce del río Acelhuate en el este y el río Tomayate (afluente del primero) en el norte (Figura 2-4). La sección 1-1' y A-A' indican que, en particular, en la cordillera del Bálsamo, las lavas andesítica y basálticas del Bálsamo pueden tener espesores hasta de 140 m, superior a lo reportado por Schmidt-Thomé (1975), reduciéndose su espesor a medida avanzan hacia el norte y oriente (Figura 2-4).

A su vez, la sección A-A' muestra la diversidad de materiales presentes en la UHE denominada Escorias Plan de La Laguna y nuevamente el hundimiento de las lavas del Bálsamo hacia el oeste en una profundidad que supera los 200 m, ya que no se ha intersectado por los pozos de la zona. En ese sector los materiales predominantes son porosos, con intercalaciones locales de lavas. Asimismo se distingue un parteaguas de flujo desplazado unos 3 km al este del parteaguas de la subcuenca en ese sector, la cual no fue identificada por ANDA (2008) ni MARN (2016) (Figura 2-5), pero que reafirma el planteamiento de Barrera de Calderón (2010) en un estudio de menor extensión que éste.

La extensión de lavas andesíticas y basálticas de San Salvador se ilustra las secciones 1-1', 2-2' y B-B'. El espesor de estas lavas es mayor en las cercanías del volcán de San Salvador, donde se encuentran completamente saturadas, mientras que a medida se alejan de éste, su espesor y saturación se reducen, encontrándose lavas parcialmente saturadas. Las lavas de Cuscatlán en el sector norte y este de la subcuenca se encuentran saturadas parcialmente (Sección B-B' en la Figura 2-4).

En el sector norte y noreste, el acuífero es predominantemente poroso, corresponde a la secuencia piroclástica de Cuscatlán y su espesor puede llegar a superar los 300 m (Figura 2-4). A excepción del sector sur donde afloran los materiales del Bálsamo, el basamento del acuífero ha sido asociado con los aglomerados del Bálsamo, identificados únicamente en el bloque que corresponde a la cordillera del mismo nombre. En el resto de la zona estudiada, las perforaciones de pozos no han logrado alcanzarla, expertos en la geología del país consideran que puede estar a unos 800 m de profundidad (Hernández, 2019, a través de comunicación verbal).

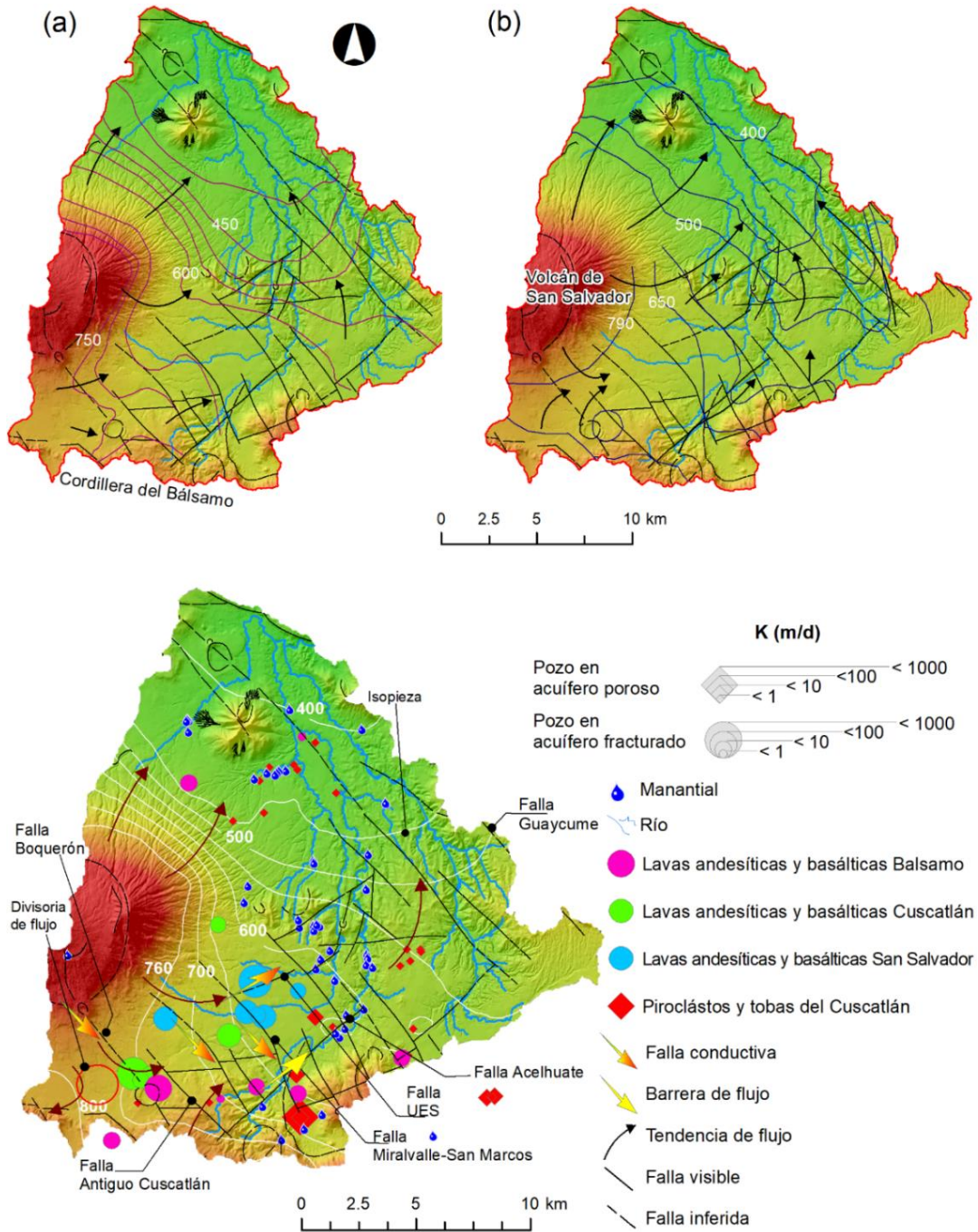


Figura 2-5 Tendencia del flujo de agua subterránea en el acuífero de San Salvador propuesto por distintos autores: a) ANDA (2008); b) MARN (2016); c) Este estudio, indicando además el flujo potencialmente influenciado por fallas geológicas. Las líneas equipotenciales se muestran en blanco. Los círculos y rombos representan pozos de explotación utilizado en la construcción del THM, el tamaño es relativo al valor de la conductividad hidráulica y su color se asocia a una UHE en la cual se localiza la rejilla. Las flechas en naranja y amarillo indican el tipo de influencia que tienen las fallas en el flujo de agua subterránea de esa zona.

## 2.4.2 Unidades hidroestratigráficas del acuífero de San Salvador

Los valores de conductividad hidráulica en el acuífero varían desde  $10^{-1}$  hasta cerca de  $10^3$  m/día (Tabla 2-1 y Figura 2-5). La asociación de los materiales definidos en el modelo litológico bidimensional y la conductividad hidráulica permitió la definición de las unidades hidroestratigráficas. Los rangos de conductividad hidráulica en las distintas UHE muestran la heterogeneidad del acuífero (Tabla 2-1). Por una parte, los materiales piroclásticos presentan valores entre  $10^{-2}$  y 1 m/día, típico en materiales volcánicos (Davis y DeWiest, 1991) y son considerados acuíferos pobres (Custodio y Llamas, 1996).

Por otra parte, las lavas, presentan valores de conductividad hidráulica mayores que van del orden de 1 a  $10^1$  m/día, lo cual se asocia con el fracturamiento del material (Gellasch *et al.*, 2013). Valores cercanos a  $10^3$  m/día, se registran en la zona donde se presenta la secuencia caótica de materiales escoriáceos, intercalados con lavas y piroclastos, que han sido definidos como Plan de la Laguna y son considerados como acuíferos excelentes (Custodio y Llamas, 1996). En esa zona se asientan importantes industrias y comercios del país.

### *Tendencia del flujo de agua subterránea*

Debido a la limitante de datos por la escasez de puntos con acceso a medición de niveles estáticos en el acuífero, ya que en su mayoría los pozos se utilizan para explotación, se dificultó la determinación de los gradientes hidráulicos entre pozos localizados en ambos lados del núcleo de fallas geológicas (Caine *et al.*, 1996; Bense *et al.*, 2013). Por lo tanto, en este primer aporte para entender los controles geológicos en el flujo de agua subterránea, se elaboró el mapa de isopiezas sin considerar la influencia de tales estructuras y posteriormente se analizó tal influencia tomando en consideración las características hidráulicas de las zonas de fallas.

Tabla 2-1 Conductividad hidráulica de las unidades hidroestratigráficas del acuífero de San Salvador

Unidad hidroestratigráfica	K (m/día)	Región donde se presenta
Piroclastos de San Salvador	0.3 – 1.1	Zona central y cercanías del lago de Ilopango
Roca basáltica y andesítica de San Salvador	3.3 – 29.3	Suroeste y sector central este – oeste, en el centro de la ciudad
Roca basáltica y andesítica de Cuscatlán	1.3 – 2.3	Cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto
Piroclastos de Cuscatlán	0.04 – 1.2	Toda la zona de estudio
Roca basáltica y andesítica de Bálsamo	2.0	Cordillera del Bálsamo, sector este.
Aglomerados del Bálsamo	Sin datos	Toda la zona de estudio (Basamento)?

En tal sentido, un análisis de umbrales de carga hidráulica para clasificar hidráulicamente a las fallas, estudiándolas más a detalle puede ser objeto de una futura investigación a partir de este estudio, utilizando un mapeo de gradientes de carga hidráulica. Por ejemplo, Bense *et al.* (2013) indica que este tipo de estudio provee evidencia directa del impacto de la falla en la carga hidráulica, sin embargo, los pozos deben estar lo suficientemente cerca de la zona de falla para delinear el gradiente con un buen nivel detalle. Lamentablemente la localización y objetivo de los pozos en la zona es distinta.

La Figura 2-5 ilustra el mapa de isopiezas para los años 2008 (Figura 5a), año 2016 (Figura 2-5b) y este estudio (Figura 2-5c). Los primeros dos fueron elaborados en base a registros de niveles de períodos de más de 15 años, mientras que el último corresponde al período 2016-2017. La tendencia de los niveles potenciométricos indica la presencia de dos flujos principales de agua subterránea (Figura 2-5c): el primero que circula desde el volcán de San

Salvador y corre rumbo al norte de la subcuenca, descargando en manantiales importantes que dan lugar al inicio del río El Ángel y abastecen a importantes industrias del país.

Este flujo se mueve principalmente a través de las UHE de roca basáltica y andesítica de San Salvador, roca basáltica y andesítica de Cuscatlán y piroclasto del Cuscatlán. Una clara divisoria de flujo se presenta en el parteaguas suroeste de la subcuenca (Figura 2-5c). Un flujo más localizado al noroeste, proveniente de la ladera norte del volcán de San Salvador descarga en el río San Antonio (ver Figura 2-5c y 2-6).

El otro flujo proviene de la cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto y se encuentra con el flujo proveniente del sector sur del volcán de San Salvador, fluye hacia el este y luego hacia el norte. Importantes descargas de este flujo se presentan en la zona donde se encuentra el cambio de permeabilidad de los materiales jóvenes de San Salvador (UHE de rocas basáltica y andesítica de San Salvador) e inician los materiales predominantemente porosos correspondientes a la UHE de Piroclasto del Cuscatlán. En esa zona, manantiales con caudales que oscilan alrededor de 150 L/s son aprovechados por la ANDA para el abastecimiento de la ciudad (Figura 2-5 y 2-6).

La tendencia de los niveles también indica que la clasificación de los domos intrusivos y conos de San Jacinto como una zona no acuífera, posiblemente requiera un abordaje posterior más profundo ya que, pese a que se tienen varios pozos perforados en la zona de ladera de este cerro, no se distingue una clara predominancia de la dirección del flujo radial desde estas estructuras, esto podría estar indicando el flujo a través de los piroclastos de Cuscatlán subyacentes (Lexa *et al.*, 2012) y materiales fracturados conductivos en esa zona. Esto es consistente con los resultados del modelo hidroestratigráfico bidimensional y la definición de las UHE, donde se ha evidenciado la capacidad conductiva de la roca basáltica y andesítica de Cuscatlán (Figura 2-4 y Tabla 2-1).

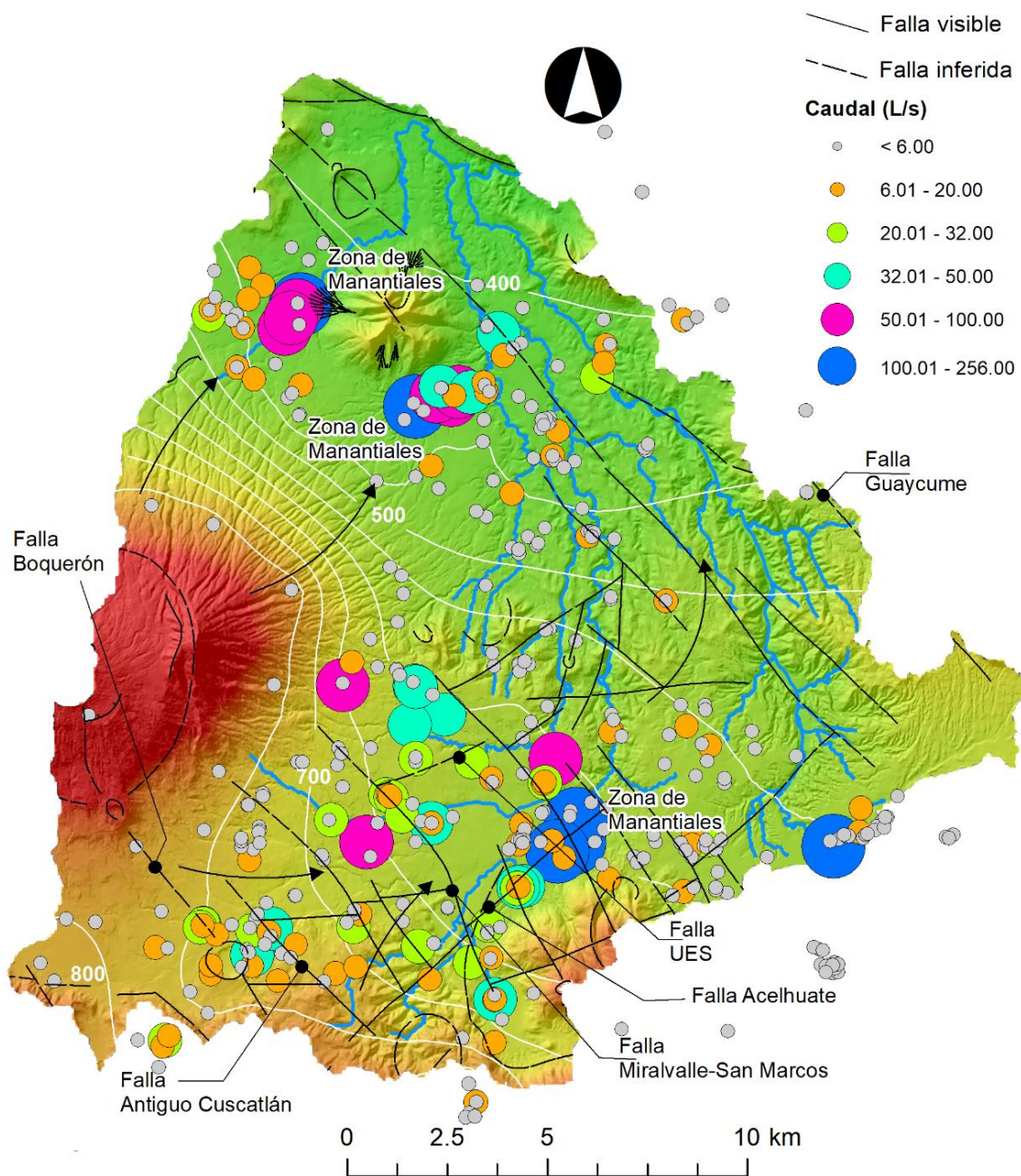


Figura 2-6 Distribución de caudales de explotación en pozos y manantiales en el acuífero de San Salvador. El tamaño del círculo es proporcional al valor de caudal en los rangos indicados. Las líneas equipotenciales se muestran en blanco. Se indica, asimismo, la localización de las principales fallas que influyen el flujo de agua subterránea.



### *Influencia de las fallas en la productividad del acuífero y el flujo de agua subterránea*

Cinco fallas parecen influenciar la productividad del acuífero y por consiguiente su flujo (Figura 2-5 y 2-6). Las dos fallas conductivas más significativas probablemente sean Boquerón y Antiguo Cuscatlán. La primera cruza el cráter del volcán Boquerón de noroeste a sureste, mientras que la segunda, paralela a la primera, parece estar relacionada con el hundimiento de los materiales del Bálsamo (graven) y, por lo tanto, al encontrar materiales menos permeables al otro lado de la falla, podría favorecerse el flujo en ese alineamiento (Anderson y Bakker, 2008; Lin *et al.*, 2014; Moya *et al.*, 2014). Probablemente el cráter del Boquerón se encuentre conectado hidráulicamente con los pozos alineados a la falla del mismo nombre (Figura 2-5), y funcione como un conducto que aporta recarga directa, sin embargo, se requiere un análisis más detallado de esta posible conexión hidráulica para evaluarla.

A una distancia máxima de 500 m desde el alineamiento de estas fallas, la conductividad hidráulica varía entre  $10^2$  y  $10^3$  m/día (Figura 2-5c), en esta área los pozos tienen sus rejillas aprovechando lavas en espesores que pueden llegar a superar los 100 m o encontrarse intercaladas con materiales porosos (Figura 2-4 y 2-5). El efecto de aumento de la conductividad hidráulica en las fallas Boquerón y Antiguo Cuscatlán es evidente, varios de los pozos productivos y activos desde hace más de 30 años en la zona, se encuentran prácticamente alineados a lo largo de la zona de falla (Figura 2-6). Desafortunadamente la falta de un registro ordenado de pozos y sus informes de perforación, no permiten respaldar con más datos de características hidráulicas el planteamiento anterior.

Otra falla importante es la que se ha denominado, Miralvalle-San Marcos (Figura 2-6), en esta estructura con alineamiento noroeste - sureste, los pozos aprovechan los estratos total o parcialmente saturados de la lava de San Salvador, en las cercanías de dicho volcán, mientras que, en la zona del cerro de San Jacinto, los materiales aprovechados corresponden a las lavas del Bálsamo, ambos sobreyacen a los piroclastos de Cuscatlán. En este estudio, se ha considerado a estos materiales del Bálsamo como materiales no acuíferos. Sin embargo, se ha evidenciado que, en zonas fracturadas, la conductividad hidráulica reportada para los

pozos contiguos a esta falla se encuentra en el orden de  $10^2$  m/día, lo cual ameritaría un análisis específico de este comportamiento hidráulico (Figura 2-5).

Asociado a las lavas de San Salvador, los pozos influenciados por esta falla pueden superar los 60 L/s, mientras que los materiales fracturados del Bálsamo (al sureste), al ser más antiguos, probablemente tengan fracturas rellenas con materiales más consolidados (Bense *et al.*, 2013), produciendo caudales de entre 20 y 30 L/s (Figura 2-6), considerándose como un buen rendimiento para pozos de explotación en la zona. Adicionalmente en este sector se presenta la falla circular correspondiente a la presencia del domo de San Jacinto (Figura 2-2), que podría aumentar la conductividad hidráulica de la zona de influencia, quedando limitadas las tasas de bombeo de los pozos debido a su profundidad, el espesor de los estratos aprovechados (Freeze y Cherry, 1979; Davis y DeWiest, 1991) y la densidad e interconexión de las fracturas (Lin *et al.*, 2014).

Con alineamiento suroeste – noreste, destacan las fallas denominadas UES y Acelhuate. La falla UES cruza material de lava andesítica y basáltica de San Salvador que sobreyace a los piroclastos de Cuscatlán. En este alineamiento los pozos son muy antiguos, lo cual limita la cantidad y calidad de información disponible acerca de sus características constructivas e hidráulicas. Sus profundidades generalmente no superan los 120 m, lo cual reduce el espesor aprovechado y, por lo tanto, su productividad, principalmente porque que las lavas en ese sector ya poseen menos espesor y se encuentran parcialmente saturadas.

En cuanto a la falla Acelhuate, parece tener una alta relevancia, en el afloramiento de manantiales de alta productividad, que son aprovechados por la ANDA (Figura 2-5 y 2-6). Los datos indican que esta falla puede constituir una barrera de flujo debido al cambio de permeabilidad en los materiales al otro lado de la falla, que pasan de ser una combinación de lava fracturada y flujo piroclástico a material únicamente piroclástico, tal y como lo exponen Bense *et al.* (2003) en el análisis del Sistema Roer Balley Rift.

Además, se caracteriza por interceptar a otras fallas hidráulicamente importantes de alineamiento noroeste – sureste, que fueron comentadas anteriormente, tales como la falla Antiguo Cuscatlán, Miralvalle-San Marcos y la falla circular del domo de San Jacinto. La

falla Acelhuate tiene la particularidad de que los pozos alineados con ella son poco productivos, presentando caudales incluso inferiores a 5 L/s, lo cual ha sido asociado a la falta en materiales fracturados o su poco espesor en parte de su extensión. En el alineamiento de dicha falla, el flujo de lavas de San Salvador, de acuerdo a los datos analizados, tiene una extensión de contacto limitada, predominando por tanto los materiales porosos en ambos lados de la falla (Figura 2-4, 2-5 y 2-6).

Por último, tanto los valores de conductividad hidráulica como la tasa de bombeo de los pozos (Figura 2-5 y 2-6) indican que en los materiales porosos no hay influencia significativa de las fallas en el flujo de agua subterránea. En el norte y noreste del acuífero, donde la presencia de coladas piroclásticas saturadas es predominante, la conductividad hidráulica de los pozos varía entre  $10^{-2}$  y 1 m/día, indistintamente si los pozos se encuentran circundando la zona de fallas o no. Esta variación de conductividades hidráulicas podría estar asociada con la heterogeneidad de los materiales. La reducción de la conductividad hidráulica de los Piroclastos de Cuscatlán se evidencia con el apareamiento de manantiales en las zonas donde finalizan las Lavas de San Salvador y/o Cuscatlán, en las zonas de manantiales localizadas al norte de la zona de estudio que dan lugar al nacimiento de los ríos San Antonio y El Ángel (Figura 2-6), con caudales superiores a 50 L/s, y en algunos casos, mayores a 100 L/s.

## 2.5 Conclusiones

El acuífero volcánico de San Salvador está conformado por seis principales unidades hidroestratigráficas: tres fracturadas de roca basáltica y andesítica, dos porosas de piroclasto, toba y piroclasto retrabajado intercalado, y una muy focalizada de escoria, lava y material piroclástico caóticamente distribuido en profundidad. La UHE más extensa corresponde a la que se ha denominado Piroclasto del Cuscatlán, la cual prácticamente está presente en toda la zona de estudio, a excepción de zonas muy puntuales en la cordillera del Bálsamo. Su conductividad hidráulica varía de  $10^{-2}$  a 1 m/día y corresponde con la clasificación de un acuífero pobre (Custodio y Llamas, 1996), sin embargo, es de suma importancia para el abastecimiento de la ciudad, sobre todo para núcleos poblacionales que cuentan con un sistema individual y para algunas industrias importantes del país.

Las UHE de material fracturado de roca basáltica y andesítica de San Salvador y Cuscatlán se extienden más allá de los límites previamente definidos por ANDA (2008) y Barrera de Calderón (2010). En este sector el flujo se encuentra fuertemente influenciado por la geología estructural. Cinco fallas de mayor influencia en el flujo de agua subterránea fueron identificadas, tres de alineamiento noroeste – sureste: Boquerón, Antiguo Cuscatlán y Miralvalle – San Marcos, donde existe la mayor densidad de pozos productivos de la zona; así como dos de alineamiento suroeste-noreste: Universidad y Acelhuate. De las cinco fallas, la Falla Acelhuate constituye una barrera de flujo, mientras que el resto han dado indicios de funcionar como conductos.

Es probable que la falla Boquerón (Figura 2-5), alineada entre el volcán Boquerón y el antiguo volcán de San Salvador de noroeste a sureste, sea un conducto que adicione una recarga procedente del cráter del Boquerón a la zona de pozos localizado en las Escorias Plan de La Laguna, Este cráter consiste en una cuenca endorréica de aproximadamente 1,500 m de diámetro, cuya agua recogida se infiltra completamente, lo cual podría representar un aporte de  $1.32 \text{ Hm}^3/\text{año}$ , si se estima el área de recogimiento y la infiltración media anual de la zona (MARN,2016). Esta conexión amerita un estudio posterior más focalizado.

La UHE Roca basáltica y andesítica de San Salvador, se extiende en las faldas del volcán de San Salvador, donde presenta una saturación completa, puede asociarse con un acuífero de producción buena (Custodio y Llamas, 1996), cuya conductividad hidráulica varía entre 1 y  $10^1 \text{ m/día}$ . Sin embargo, debido a que a su espesor se reduce al alejarse del volcán, tiende a reducir su espesor saturado o incluso quedar seca. Esta condición amerita atención en el manejo del acuífero, ya que se ha identificado una fuerte influencia de las fallas en la productividad de los pozos de la zona y si el descenso de los niveles piezométricos se reduce, también se reduce el espesor saturado y por consiguiente el rendimiento de los pozos podría caer drásticamente y presentarse reducción en los caudales de los manantiales asociados a estas lavas.

La UHE de Roca basáltica y andesítica de Cuscatlán es considerada un acuífero pobre por su baja conductividad hidráulica de aproximadamente  $1 \text{ m/día}$ , se encuentra localizado

únicamente en la cordillera del Bálsamo, cerro de San Jacinto y faldas del volcán de San Salvador y su productividad obedece principalmente a la permeabilidad secundaria (Freeze y Cherry, 1979; Berkowitz, 2002), producto del fracturamiento de la roca. La pequeña UHE que se denominó Escorias Plan de La Laguna, únicamente se identifica en la zona del mismo nombre y los pozos tienen valores que van de  $10^2$  m/día hasta cerca de  $10^3$  m/día, clasificándose como acuíferos excelentes (Custodio y Llamas, 1996). En ese sector se asienta una importante cantidad de industrias del país, pozos para el abastecimiento del AMSS y algunos de los más grandes comercios de la zona.

La planificación del desarrollo de los recursos hídricos subterráneos es de suma importancia para el manejo sostenible del acuífero. Este estudio proporciona señales de alerta sobre una densificación de pozos en las zonas más productivas de la ciudad, que puede ocasionar descensos significativos en los niveles del acuífero y en su rendimiento. Además, deja aportes para un desarrollo de otras zonas que podrían ser productivas y que aún no se han desarrollado fuertemente, entre ellas puede considerarse las zonas aledañas a la Falla Miralvalle – San Marcos y la Falla UES. Además, en el sector noreste, los resultados indican que el acuífero puede rendir caudales para abastecimiento de pequeñas poblaciones, debiendo considerarse un aumento en la profundidad de los pozos para aumentar su espesor saturado y por ende sus tasas de bombeo.

La influencia de las fallas en el flujo de agua subterránea se ha presentado como un análisis inicial de dicho fenómeno en el acuífero de San Salvador. El estudio ha dejado indicios de fallas que funcionan como conductos y barreras, cuyo comportamiento particular amerita un análisis más detallado, destacando entre ellas la falla de Boquerón y la falla Acelhuate. Otro aspecto relevante aportado con este estudio es un posible flujo a través de los piroclastos de Cuscatlán en la zona del Cerro de San Jacinto, que podría estar aportando a la recarga del campo de pozos de Guluchapa localizado en las orillas del lago de Ilopango.

Es de importancia, poner atención a las fallas conductivas, sobre todo en la planificación territorial de la zona, ya que favorecen la productividad del acuífero, y a la vez pueden ser medios de ingreso de contaminantes que faciliten su movilidad de la superficie a la zona

saturada (Berkowitz, 2002; Anderson y Bakker, 2008; DesRoches *et al.*, 2014), agregando mayor vulnerabilidad a la contaminación del acuífero. Esta situación amerita acciones de gestión orientadas a un monitoreo constante tanto de las actividades que se realizan en las zonas circundantes a las fallas, aguas arriba, como en los alrededores de los pozos de explotación.

## 2.6 Agradecimientos

Este proyecto se llevó a cabo con el apoyo de la Organización de Estados Americanos (OEA), a través de las gestiones realizadas por el Ministerio de Relaciones Exteriores de El Salvador, quienes otorgaron la beca a la autora principal para realizar sus estudios de Doctorado. Muchas gracias a la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) y el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador, así como a la Universidad Autónoma del Estado de México, Universidad de El Salvador, CONACYT y COMECYT de México y el Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) de Canadá por todo el apoyo proporcionado en el desarrollo de este estudio.

## Capítulo 3

# Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador

Impact of urbanization on groundwater quality and recharge using hydrogeochemical and environmental tracers in the San Salvador Aquifer

---

### **Marcia Barrera-de-Calderón**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130.

Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires del 30 de julio, Ciudad Universitaria, San Salvador, El Salvador. Email : marcia.barrera@ues.edu.sv

### **Jaime Garfias**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130. Email : jgarfiass@gmail.com

**Richard Martel**

Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), Québec, QC G1K 9A9, Canada.  
Email: richard.martel@ete.inrs.ca

**Javier Salas-García**

Facultad de ingeniería (FI-UAEM), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. México, C.P. 50130. Email : proyectos@javiersalasg.com

## Resumen

Las características químicas e isotópicas del acuífero urbano de San Salvador y de los sistemas de agua potable (SAP) y aguas residuales (SAR) se evaluaron en un área de 362 km<sup>2</sup> para detectar si las fugas en dichos sistemas están recargando el acuífero y modificando su calidad natural. Un total de 37 sitios de muestreo conformados por pozos, manantiales y dos sistemas de importación de agua del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) se muestrearon en 2007, 2009 y 2017. Las muestras se analizaron para iones mayoritarios e isótopos estables de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$ . Por su parte, el SAR se caracterizó mediante los trazadores químicos de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ . Los resultados indican la existencia de cuatro grupos de agua: los grupos A ( $\text{Ca-Mg-HCO}_3$ ), B ( $\text{Mg-Ca-HCO}_3$ ), y D ( $\text{Na-Ca-HCO}_3$ ), tienen la precipitación como principal fuente de recarga y no mostraron influencia urbana en su calidad. El grupo C ( $\text{Na-Ca-HCO}_3$  y  $\text{Na-Mg-HCO}_3$ ), se deriva del grupo A, fluye bajo el AMSS y sugiere tres fuentes de recarga: la recarga natural directa por precipitación, la recarga urbana procedente de las fugas en los SAP y las fugas de los SAR. Una costosa “sostenibilidad ficticia” podría percibirse debido al aporte cuantitativo de la recarga del SAP, que oculta los efectos de las extracciones y el descenso de los niveles en el acuífero. Mientras, la recarga del SAR alerta sobre un potencial ingreso de contaminantes al acuífero que requiere monitoreo y atención oportuna ante la contaminación. El estudio destaca la necesidad de gestionar integralmente los recursos hídricos urbanos.



**Palabras clave:** recarga urbana, acuífero de San Salvador, hidrogeoquímica, trazadores ambientales, isótopos ambientales, fugas de sistemas de agua potable y alcantarillado.

## Abstract

Chemical and isotopic characteristics of the urban aquifer of San Salvador, drinking water (SAP) and wastewater systems (SAR), were evaluated in an area of 362 km<sup>2</sup> to detect if leakages in both are recharging the aquifer and modifying its natural quality. An amount of 37 sampling sites that includes deep wells and springs, as well as two water import systems of the Metropolitan Area of San Salvador (AMSS) were sampled in 2007, 2009 and 2017. Samples were analyzed for major ions and stable isotopes of  $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta^2\text{H}$ . While the SAR was characterized by chemical tracers of  $\text{Cl}^-$  and  $\text{NO}_3^-$ . Results show the existence of four water groups: Groups A ( $\text{Ca-Mg-HCO}_3$ ), B ( $\text{Mg-Ca-HCO}_3$ ) and D ( $\text{Na-Ca-HCO}_3$ ) have meteoric water as their main source of recharge, hence, they do not evidence urban influence in their quality. Group C ( $\text{Na-Ca-HCO}_3$  and  $\text{Na-Mg-HCO}_3$ ), is derived from group A, flows under the AMSS and suggests three sources of recharge: direct natural recharge due to precipitation along urban recharge from SAP and SAR leakages. An expensive “fictitious sustainability” could be perceived due to the quantitative contribution of the SAP recharge, which would be hiding the effects of the extractions and consequently the decrease of groundwater levels in the aquifer. Meanwhile, SAR recharge forewarn of a potential entry of pollutants into the aquifer that must be monitored and treated in a timely manner to avoid contamination. The study highlights the need of an integrated urban water resources management.

**Keywords:** urban recharge, San Salvador aquifer, hydrogeochemistry, environmental tracers, environmental isotopes, drinking water and drainage leakages.

### 3.1 Introducción

La urbanización es un proceso geomorfológico importante que afecta tanto a los sistemas de agua superficial como subterráneos (Sharp, 2010). El crecimiento acelerado de las ciudades demanda un aumento en el suministro de agua potable, por lo que el agua subterránea urbana se vuelve invaluable para el abastecimiento de poblaciones y la industria (Yang *et al.*, 1999). En este contexto, en muchas ocasiones se requiere importar desde otras cuencas o subcuencas grandes cantidades de agua, para cubrir las demandas de agua de las zonas urbanas (Lerner, 1990, 2002; Schirmer *et al.*, 2013) con la subsecuente disposición de grandes cantidades de aguas residuales que transitan bajo la superficie de las ciudades (Foster *et al.*, 1999; Schirmer *et al.*, 2013), lo cual genera un riesgo potencial de contaminación del agua subterránea (Foster *et al.*, 1999).

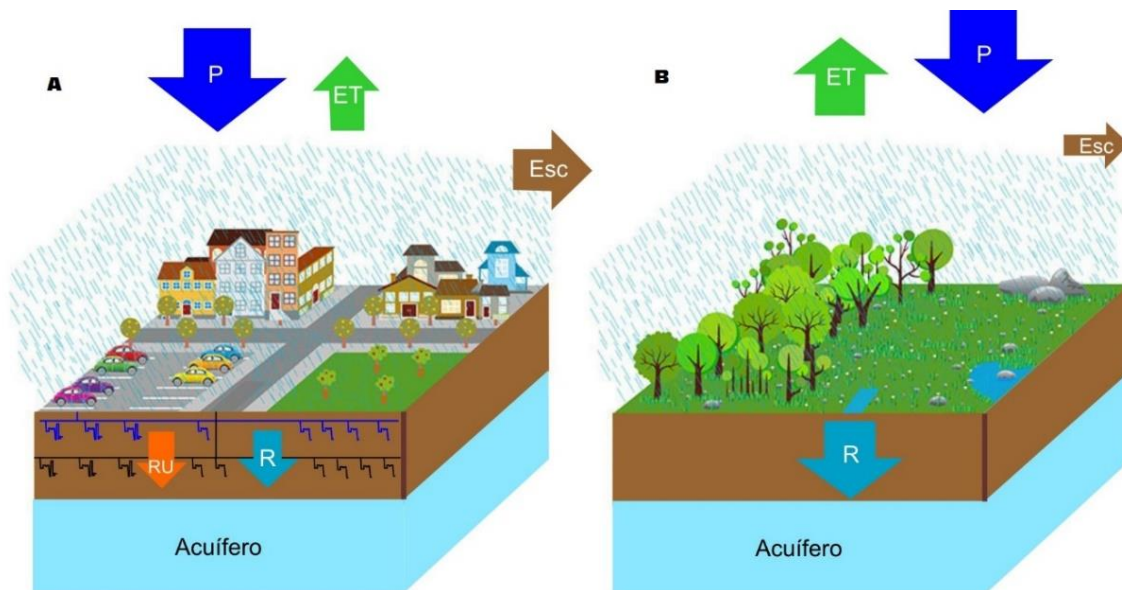
La urbanización genera cambios radicales en las tasas y formas de recarga del agua subterránea (Figura 3-1). La recarga natural se ve afectada a causa de la alteración de la topografía (Sharp, 2010), compactación del suelo e impermeabilización de superficies (Lerner, 1990; Foster *et al.*, 1999; Sharp, 2010; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013). Los componentes del balance de aguas sufren modificaciones, que se evidencian en aumento de la escorrentía superficial (Lerner, 1990; Sharp, 2010; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; O'Driscoll *et al.*, 2010; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013), así como la reducción de la infiltración y la evapotranspiración (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010).

Mientras la recarga natural de agua subterránea podría reducirse a raíz de la expansión urbana (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010), se presenta otra entrada al sistema que contribuye a la recarga de agua subterránea. Dicho aporte proviene de las fugas en los sistemas de agua potable, que en algunos países supera el 45% del volumen total que abastece al sistema. De forma similar sucede con las fugas en el alcantarillado sanitario (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Schirmer *et al.*, 2013).

Esta entrada al sistema será identificada en este documento como recarga urbana, la cual es definida por Lerner (2002) como una variable en el tiempo, que responde a cambios en el uso del suelo y a la infraestructura subsuperficial así como al cambio climático. Por lo tanto,

es una variable que constituye una recarga indirecta al sistema de agua subterránea de un acuífero (Lerner, 2002). En general, los impactos cuantitativos de la urbanización en la recarga de agua subterránea han sido estudiados principalmente en climas áridos y semiáridos, resultando en aumentos que oscilan desde decenas hasta miles de mm/año (Yang *et al.*, 1999; Sharp, 2010).

De acuerdo a Lerner (2002), las fuentes de recarga en zonas urbanas se identifican mediante la piezometría, trazadores químicos y balances de agua; sin embargo, los tres presentan algunas dificultades por lo que se recomiendan métodos holísticos que abarquen el uso de modelos de aguas subterráneas y de balance de solutos. Lerner (2002) señala que la investigación de la recarga en zonas urbanas continúa siendo de importancia secundaria, y pese a que se dispone de varios estudios desarrollados en torno a la temática (Naik *et al.*, 2008; Sharp, 2010; entre otros), se dispone de pocas referencias a estudios aplicados de alta calidad, ya que hay menos experiencia en esta área (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010).



*Figura 3-1 Proceso simplificado de recarga de agua subterránea mostrando su comportamiento en un ambiente urbano (A) y un ambiente rural (B). El tamaño relativo de las flechas representa la cantidad de agua entrando o saliendo del sistema. P: Precipitación; ET: Evapotranspiración; Esc.: Escorrentía; R: Recarga natural; RU: Recarga urbana.*

En consecuencia, el estudio confiable de los procesos de recarga en un acuífero urbano, requiere especial atención a efecto de poder relacionar los distintos procesos que ocurren en un sistema modificado en su capacidad natural de recarga, que, a su vez, puede verse sensiblemente afectado en su calidad (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010) y, por lo tanto, en el uso sustentable del agua. Este autor considera que, existen varias razones para evaluar las distintas fuentes de recarga de agua subterránea. Primero, la recarga total puede ser mejor evaluada si la importancia relativa de cada fuente es conocida, debido a que algunas fuentes son más fáciles de estimar que otras.

Segundo, el riesgo de contaminación y los procesos geoquímicos dependen de las características químicas y biológicas de las aguas de recarga y, finalmente, las decisiones de manejo de los sistemas, tales como la reducción de fugas y el incremento en la eficiencia de los sistemas de distribución puede sustentarse mejor al determinar la importancia relativa de cada fuente de recarga conocida. En tal sentido, el objetivo de este estudio es utilizar la información hidrogeoquímica e isotópica del acuífero para identificar las principales fuentes de recarga en un acuífero urbano. La metodología será implementada en la evaluación de las fuentes de recarga del acuífero urbano de San Salvador, El Salvador, cuyo contexto puede ser aplicado en acuíferos urbanos similares.

## 3.2 Contexto del área de estudio

El área de estudio se localiza en El Salvador, comprende un total de 362 km<sup>2</sup>, que representan el 1.7% del territorio nacional, cuya área está delimitada por la subcuenca media del río Acelhuate (Figura 3-2). La topografía de la zona es quebrada al sur y oeste, mientras que al norte tiende a ser plana, las elevaciones varían entre 1917 msnm al suroeste y 359 al norte. El clima de la zona es tropical, con una precipitación media anual que varía entre 1731 mm/año en la zona baja y 2141 mm/año en la zona alta; mientras que las temperaturas medias anuales oscilan entre 16.3 °C en la parte alta de la cuenca y 23.4 °C en la parte baja (Figura 3-2).

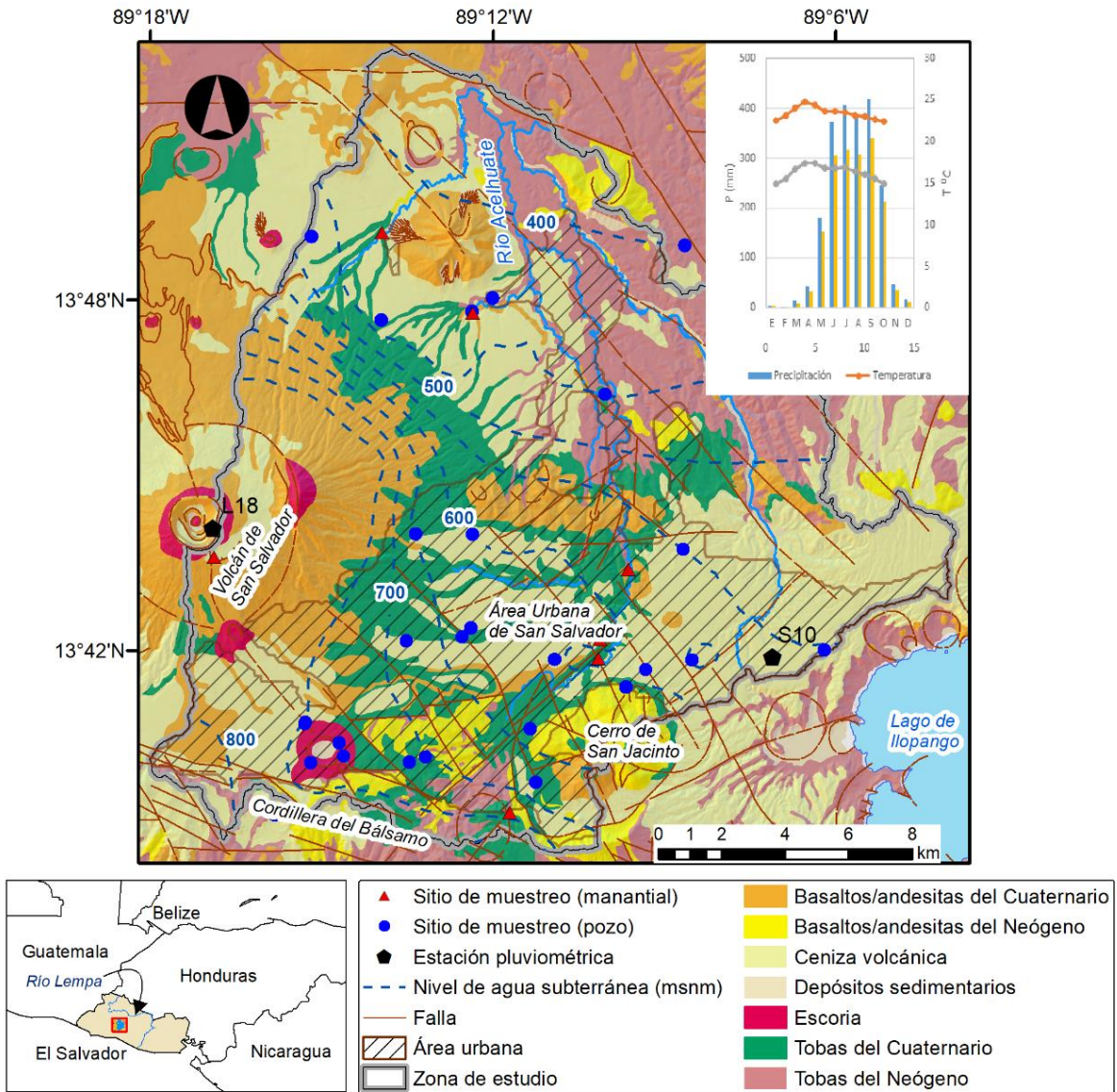


Figura 3-2 Localización, geología simplificada y dirección de flujo de la zona de estudio, indicando sitios de muestreo (este estudio). La figura también presenta la variación media de temperatura y precipitación en dos estaciones climatológicas S10 (615 msnm) y L18 (1516 msnm) (Fuente: MARN, 2016)

Los principales accidentes geográficos que destacan en la zona son el volcán de San Salvador, cerro de San Jacinto, lago de Ilopango y cordillera del Bálsamo (Schmidt-Thomé, 1975), que juegan un papel determinante en la hidrogeología del acuífero de San Salvador (Barrera de Calderón, 2010), el cual subyace a la zona de estudio.

### 3.2.1 Crecimiento urbano y dependencia del agua subterránea

Aproximadamente el 42% del área de estudio es urbana y comprende al Área Metropolitana de San Salvador, la cual ha crecido de 200,000 habitantes en 1960 (Schmidt-Thomé, 1975) a 1.6 millones de habitantes en 2014 (COAMSS - OPAMSS, 2013). Entre los años 1975-2015, el área urbana se expandió en un 281% (Figura 3-3), lo cual ha modificado el comportamiento natural de la recarga de agua subterránea, a la vez que ha generado un fuerte aumento en la demanda de agua. Dicha situación fue solventada por las autoridades encargadas, con el aumento de las extracciones en los pozos y manantiales dentro del área urbana, además de dos sistemas de importación de agua: Las Pavas y Zona Norte.

El Sistema Las Pavas proviene del río Lempa (río trinacional, además de ser el más largo y caudaloso del país), cuya toma se encuentra localizada al noroeste del área de estudio a una elevación de 260 msnm. Al año 2016 suplía aproximadamente el 34% del agua entregada al AMSS. El Sistema Zona Norte está constituido por un conjunto de pozos profundos y manantiales localizados en la ladera oeste del volcán de San Salvador (ANDA, 2016a). Durante el mismo año, fue responsable del 25% del agua potable que abastece al área. El restante 39%, se produce a partir de manantiales y pozos localizados en la misma zona de estudio, cuyas profundidades varían entre 40 m y 300 m.

En la hidrografía de la zona destaca el río Acelhuate, que recorre toda el área de estudio y tiene tres afluentes principales: río Las Cañas, río Tomayate y río San Antonio. En algunos sectores de estos ríos se da el afloramiento de manantiales, con caudales significativos aprovechados para el suministro de agua, los cuales pueden asociarse a descargas del acuífero (Barrera de Calderón, 2010). El caudal del río Acelhuate está principalmente compuesto por las aguas residuales sin tratamiento generadas por la población, la industria y el comercio,

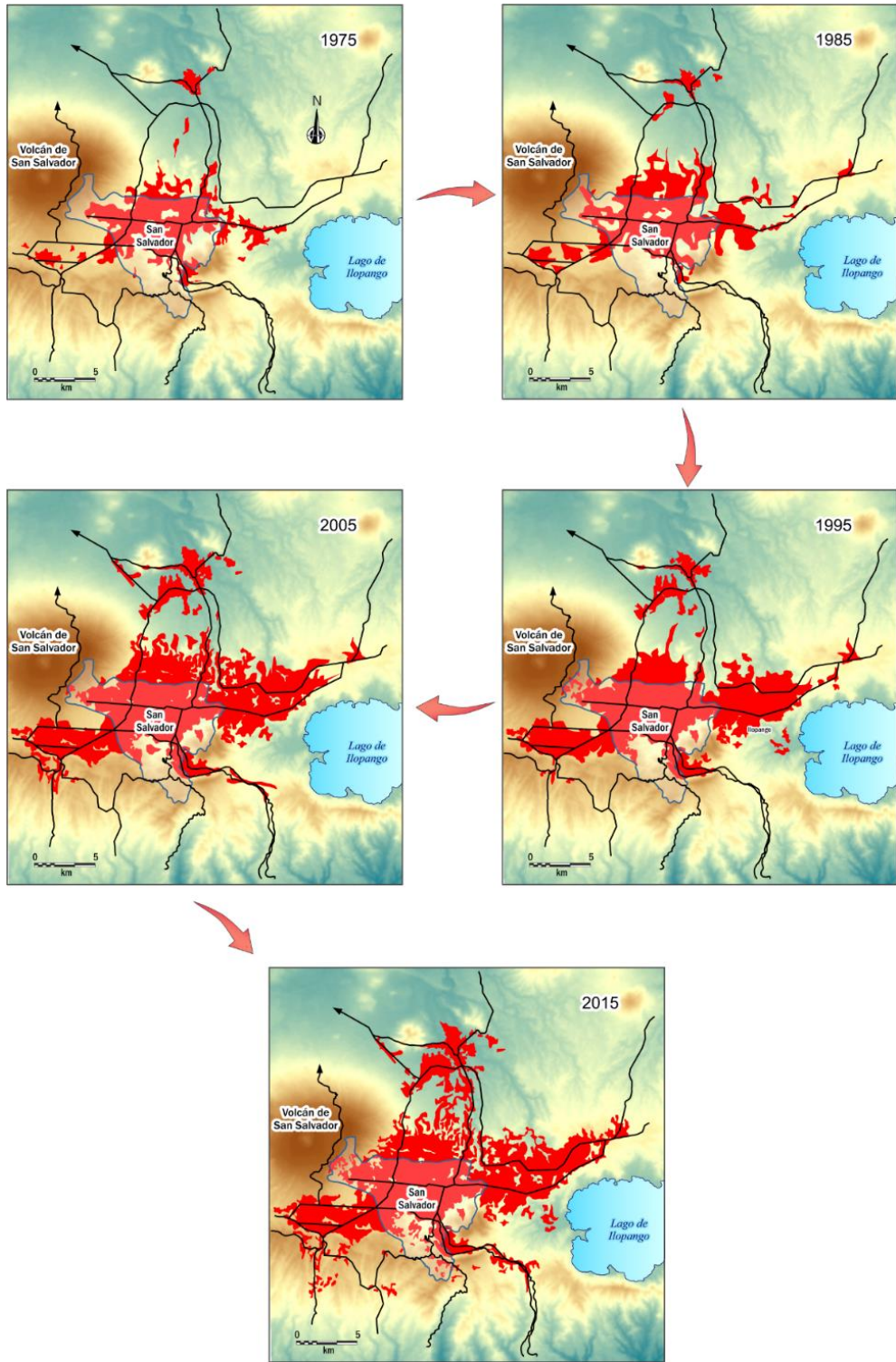
debido a que hasta la fecha no se cuenta con sistemas para depurar los contaminantes en estas aguas.

Este crecimiento desordenado y poco o nada planificado de las ciudades en países en vías de desarrollo (Foster *et al.*, 1999) como el AMSS, en donde los sistemas de agua y alcantarillado se construyen de forma poca planificada en respuesta al desarrollo de los nuevos asentamientos, produce ciudades con infraestructura de agua y saneamiento poco atendida, que se deteriora y genera fugas fuera de los límites aceptables y por lo tanto constituye una fuente potencial de recarga al acuífero que requiere ser evaluada.

En El Salvador, la ANDA (2016a) reportó un 49.1% de agua no facturada a nivel nacional, entre la cual se contabilizan las fugas en los sistemas de agua potable, mientras que las fugas en los sistemas de alcantarillado no han sido contabilizadas. Sin embargo, dichas fugas pueden generar una fuente potencial de recarga de agua subterránea, que puede afectar la calidad del agua suministrada a la población (Cunningham *et al.*, 1984). En ese contexto, el conjunto de condiciones físicas y socioeconómicas presentes en el acuífero de San Salvador, lo convierten en un sitio idóneo para la identificación de las fuentes de recarga urbana.

### 3.2.2 Principales características geológicas y estructurales del área de estudio

La Figura 3-2 presenta la distribución espacial simplificada de los materiales de origen volcánico existentes en la zona de estudio (Weber *et al.*, 1974; Lexa *et al.*, 2012). Las formaciones, en orden de antigüedad, Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador consisten en una secuencia alternada de materiales volcánicos del Terciario tardío al Holoceno (Reynolds, 1980a) y están formadas por interestratificaciones de basaltos, depósitos epiclásticos y depósitos volcánicos piroclásticos, localmente aparecen escorias relacionadas a los conos eruptivos de la actividad del volcán de San Salvador. A la fecha, las exploraciones más profundas en pozos de explotación de agua subterránea alcanzan los 300 m de profundidad, sin embargo, el promedio de profundidades exploradas es de 143 m.



*Figura 3-3 Evolución decenal de la expansión urbana del Área Metropolitana de San Salvador durante 40 años (1975-2015)*



El material predominante en la zona corresponde a los flujos piroclásticos consolidados (tobas) y no consolidados (ceniza volcánica), los cuales se extienden por toda el área producto de la actividad explosiva del supervolcán de Ilopango y el estratovolcán de San Salvador (Hernández y Jicha, 2019). Según Barrera de Calderón *et al.* (2021a), cuando este material no aflora a la superficie se encuentra subyaciendo a la lava basáltica y andesítica (Figura 3-2), sus espesores pueden superar los 300 m, mientras que las lavas al suroeste, en las faldas del volcán de San Salvador pueden alcanzar los 100 m de espesor. No menos importante fue una pequeña erupción de escoria que tuvo lugar en el cráter de La Laguna (Schmidt-Thomé, 1975), lo cual dio lugar a una secuencia caótica de materiales piroclásticos intercalados con escoria. Esta parte de la zona de estudio, alberga la parte más productiva del acuífero de San Salvador.

### 3.2.3 Hidrogeología

Barrera de Calderón *et al.* (2021a) dedujeron que la zona de estudio está conformada por dos acuíferos interconectados integrados por seis unidades hidroestratigráficas que pueden generalizarse como no confinados, uno fracturado conformado por lavas basálticas y andesíticas, cuyas conductividades hidráulicas varían entre 1 y  $10^1$  m/día, el cual se extiende principalmente en los alrededores del volcán de San Salvador (sur y suroeste de la zona de estudio) siguiendo la trayectoria de coladas de lava del neógeno y holoceno (Figura 3-2). Su espesor, en las cercanías del volcán de San Salvador, puede alcanzar los 100 m, donde su saturación es total. Mientras que en la cordillera del Bálsamo se han encontrado espesores de más de 200 m con saturación parcial. A medida que estos materiales se encuentran en el noreste, su espesor y saturación se reduce hasta desaparecer.

La zona conocida como Plan de La Laguna (Figura 3-2) presenta conductividades hidráulicas cercanas a  $10^3$  m/día. Esta alta conductividad hidráulica ha sido asociada a la presencia del cono de escorias del mismo nombre. Se caracteriza por la distribución caótica de materiales y el elevado fracturamiento de la zona. En cambio, el acuífero poroso, está integrado por piroclastos y tobas, el cual subyace al acuífero fracturado, extendiéndose en toda la zona de estudio. Su conductividad hidráulica varía entre  $10^{-1}$  m/día y 1.0 m/día; el espesor de este

acuífero puede llegar a superar los 300 m. En las zonas donde subyace a las lavas, generalmente está completamente saturado, mientras que en las zonas donde estas desaparecen (norte y noreste) su saturación es parcial.

La tendencia general del flujo permite distinguir dos flujos principales dentro de la zona de estudio: el primero corresponde al flujo proveniente del volcán de San Salvador que luego descarga hacia la zona norte de la subcuenca, mientras que el otro flujo proveniente de la cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto corre hacia el este y luego se desplaza hacia el norte, en la zona baja del área de estudio (Figura 3-2). La condición de acuífero libre, así como la influencia de las fallas en el flujo de agua subterránea y el potencial ingreso de contaminantes al acuífero a través de ellas, evidencia la necesidad de estudiar a mayor profundidad el aporte de la recarga urbana a tan importante fuente de abastecimiento del país.

### 3.3 Métodos y técnicas

Las características del agua subterránea, agua de lluvia y agua de los sistemas de importación, que complementan el suministro de agua de la zona de estudio han sido determinadas a partir de los datos obtenidos en dos jornadas de muestreo: año 2009 (Barrera de Calderón, 2010) y años 2016-2017 como parte de esta investigación. La integración de ambos estudios no solo incrementa el número de muestras, lo cual brinda mayor contundencia en el análisis de resultados, sino que, además, proporciona la oportunidad de evaluar si existe una diferencia en la química del acuífero entre ambos períodos, que puede ser comparada con la evolución de la mancha urbana.

En la jornada de 2009, Barrera de Calderón (2010) reportó 38 muestras distribuidas en 24 sitios de muestreo conformados por manantiales, pozos, totalizadores de agua lluvia y agua de chorro de los sistemas de importación. Éstos, en su mayoría, se analizaron para iones mayoritarios, sólidos totales disueltos, e isótopos ambientales de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$ .

En este estudio, se realizó una jornada de muestreo con un total de 28 muestras correspondientes a pozos manantiales y agua de grifo de los sistemas de importación localizados en la zona de estudio. En su mayoría, las muestras fueron analizadas para iones

mayoritarios, microbiología e isótopos ambientales de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$ . En ambos casos, durante el muestreo, se midió pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos con un equipo YSI 556 debidamente calibrado. Los dos estudios totalizan 41 sitios de muestreo, 63 de datos químicos y 44 de datos isotópicos (Figura 3-2), los cuales se depuraron utilizando criterios de confiabilidad y precisión.

Los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Control de Calidad de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA). El proceso de colección de muestras se realizó siguiendo procedimientos estándar (Appelo y Postma, 2005; Striggow *et al.*, 2017). Las concentraciones de Calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y Magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) y Bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) se determinaron por titulometría; las concentraciones de Sodio ( $\text{Na}^+$ ) y Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) fueron determinadas con electrodo de ión selectivo 8357- $\text{NO}_3$ -D para  $\text{Na}^+$  y 4500- $\text{NO}_3$ -D para  $\text{NO}_3^-$  por métodos potenciométricos.

La determinación de concentraciones de Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y Potasio ( $\text{K}^+$ ) se realizó por espectrofotometría. Por su parte, las determinaciones de los isótopos estables de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  fueron realizadas en el Isotope Science Laboratory de la Universidad de Calgary, Canadá, utilizando espectroscopía láser. Los resultados obtenidos se reportaron en términos de unidades  $\delta\text{‰}$  (delta por mil) de desviación relativa con respecto al estándar arbitrario V-SMOW (Freeze y Cherry, 1979), en el cual  $\delta$  viene definido por:

$$\delta\text{‰} = \left[ \frac{R_{\text{muestra}} - R_{\text{SMOW}}}{R_{\text{SMOW}}} \right] \times 1000, \quad (1)$$

donde  $R_x$ , representa la relación isotópica de una muestra ( $^2\text{H}/^1\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ) y  $R_{\text{SMOW}}$  corresponde a la relación isotópica del mismo elemento en el patrón.

Los TDS,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ , de las aguas residuales que fluyen a través de tuberías en el subsuelo de la zona de estudio, fueron determinadas a partir de un conjunto de 40 muestras de aguas colectadas en ríos y quebradas de la zona durante el año 2011 (BIOTEC S.A. DE C.V., 2011). Se consideró que estas muestras son representativas de la química de las aguas residuales, debido a que los ríos y quebradas que circulan por el área, transportan, para fines prácticos, los vertidos de las aguas residuales sin tratamiento generadas en el AMSS, con una dilución

que se ha asumido despreciable, ya que los manantiales que aportarían significativamente al flujo base son captados en su totalidad para el suministro de agua de la ciudad.

Los resultados analíticos se revisaron usando el error del balance de carga para los iones mayoritarios. Los datos se procesaron mediante diagramas de Piper, Stiff y gráficos de dispersión para reconocer las características hidrogeoquímicas de las aguas subterráneas, agua lluvia, sistemas de importación de agua que llegan a la ciudad y aguas residuales, que transitan en el subsuelo como potencial fuente de recarga urbana. El programa AQUACHEM se utilizó para la determinación de la estadística descriptiva de los parámetros analizados, diagrama trilinear de Piper y balance iónico. Los mapas de distribución espacial de gráficos de Stiff se elaboraron utilizando Rockworks 2011, mientras que los gráficos de dispersión para evaluar la correlación entre las muestras se elaboraron utilizando MicroSoft Excel.

### 3.4 Resultados y discusión

Los valores máximos, mínimos, media aritmética y desviación estándar de los parámetros analizados en las muestras colectadas en pozos y manantiales se presentan en la Tabla 3-1, mientras que los resultados de todos los análisis y mediciones de campo para cada parámetro pueden solicitarse al autor principal de este artículo. Para efecto de cálculo, los elementos con concentraciones inferiores al límite de detección fueron reemplazadas por el valor límite (Cloutier *et al.*, 2006).

De las 63 muestras analizadas, el error de carga eléctrica de 32 muestras resultó inferior a 10%, 26 entre 10% y 15%; y 5 superan el 15%. Para el análisis de caracterización hidrogeoquímica de las aguas se seleccionó aquellas muestras con electroneutralidad inferior a 15%, adicionalmente se descartó 2 muestras debido a la falta de resultados del análisis de Cl, sin embargo, para el análisis isotópico los resultados de todas las muestras se conservaron. En resumen, se analizaron los resultados de 56 muestras para la química, 44 muestras de isótopos, ambas comprendidas en 37 estaciones de muestreo.

Tabla 3-1 Estadística descriptiva de parámetros analizados en muestras de agua subterránea del acuífero de San Salvador (pozos y manantiales)

Parámetro	Unidades	Mínimo	Máximo	Media aritmética	Desviación estándar
Temperatura	°C	19.10	44.00	28.50	4.20
pH (campo)		5.64	7.62	6.66	0.48
EC <sup>a</sup>	μS/cm	53.00	955.00	414.20	232.90
TDS <sup>b</sup>	mg/l	34.00	540.00	273.90	154.80
Na	mg/l	2.00	104.00	36.90	24.33
K	mg/l	0.70	15.00	6.80	3.42
Ca	mg/l	0.70	108.70	33.00	17.45
Mg	mg/l	0.50	49.25	16.30	9.54
Cl	mg/l	2.60	83.40	22.20	20.87
HCO <sub>3</sub>	mg/l	23.00	326.60	164.20	70.50
SO <sub>4</sub>	mg/l	3.10	102.20	30.86	20.70
NO <sub>3</sub>	mg/l	0.28	43.00	14.60	8.57
18O		-7.70	-4.70	-6.79	0.62
2H	‰	-52.00	-32.00	-45.80	3.94

<sup>a</sup> Conductividad eléctrica corregida a 25°C

En la mayoría de muestras con error máximo entre 10% y 15%, el laboratorio reportó interferencia de matriz en la determinación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, a su vez, el balance iónico resultó positivo en esas muestras. Por lo tanto, se asumió, que la falta de este anión en el balance es la principal fuente de error en el balance y que las concentraciones del resto de iones pueden considerarse aceptables. Adicionalmente, tanto los gráficos de Piper como Stiff se elaboraron sin considerar la presencia de este anión y, por consiguiente, fue posible incorporar dicha información en el análisis y discusión de este estudio. Otras fuentes adicionales de error podrían asociarse a los reactivos utilizados, limitaciones en los métodos e instrumentos utilizados, presencia de impurezas en el agua destilada, entre otro (Prasanna *et al.*, 2010).

### 3.4.1 Hidrogeoquímica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga al acuífero

Cuatro grupos principales con características hidrogeoquímicas típica de acuíferos volcánicos pueden distinguirse en la zona de estudio (Figura 3-4 y 3-5). El grupo A, que corresponde a las aguas de reciente infiltración Ca-Mg-HCO<sub>3</sub> y poco mineralizadas, localizadas entre las faldas del volcán de San Salvador y la cordillera del Bálsamo. Éstas se encuentran en el límite entre las zonas urbanas y la parte más alta de la cuenca, por lo tanto, la influencia que el urbanismo puede ejercer sobre ellas tiende a ser mínima, ya que la recarga directa por precipitación de las zonas altas apenas ha iniciado su recorrido en estos puntos de captura.

El grupo B corresponde al tipo Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>, conformado por aguas frescas localizadas en las faldas norte y este del volcán de San Salvador, dichas aguas al igual que las anteriores presentan poca mineralización, son las más diluidas en el grupo de muestras analizadas, lo cual es consistente con su ubicación geográfica ya que se encuentran aguas arriba de la zona urbana. El grupo más mineralizado corresponde al grupo C que se clasifica como Na-Ca-HCO<sub>3</sub>, y localmente Na-Mg-HCO<sub>3</sub>. Los pozos y manantiales dentro de este grupo, se encuentran localizados en el corazón de la zona urbana del AMSS y, a su vez, en la zona más antigua de la ciudad, donde el acueducto y alcantarillado poseen más de 50 años.

De acuerdo a la información colectada para este estudio, el pozo más antiguo de la ciudad data de 1943 (Delgado, 1981) y se encuentra comprendido en la región espacial de este grupo de aguas. Los datos también permiten identificar que, parte de la descarga de este grupo de aguas, es captado en manantiales actualmente aprovechados para abastecimiento de la población (sitios de muestreo 100, 107, 108 y 109 en la Figura 3-4).

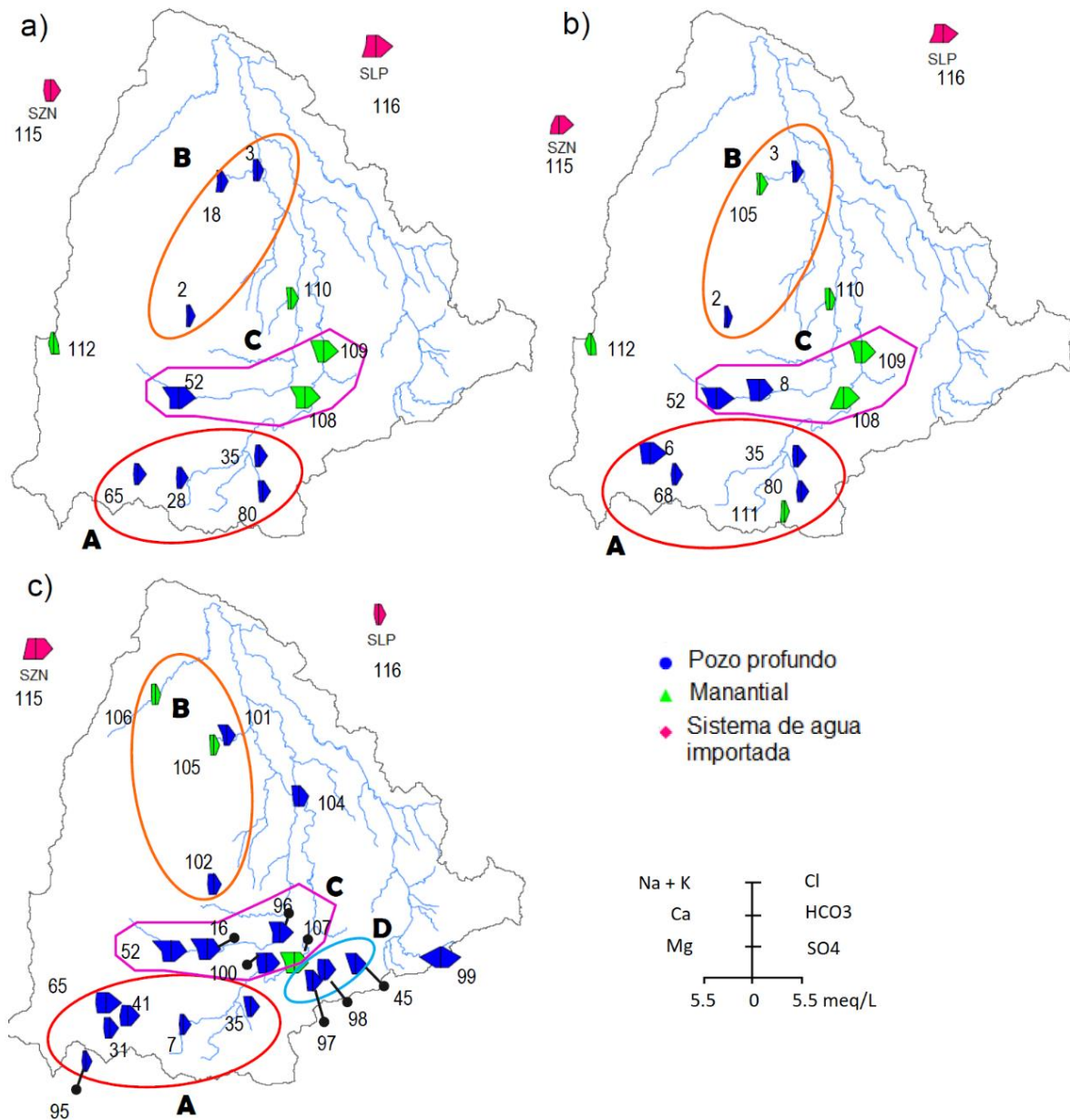


Figura 3-4 Mapa con diagramas de Stiff para Mapas con diagramas de Stiff para muestras 2009 y 2016 mostrando grupos con características químicas similares (A, B, C y D). (a) 2009 época seca (b) 2009 época de lluvia (c) 2016 época de lluvia. Los dos diagramas rosa en el exterior de la cuenca corresponden a los sistemas de importación de agua: SZN: Sistema Zona Norte; SLP: Sistema Las Pavas

Las aguas identificadas como SZN corresponden a al Sistema Zona Norte, cuyas características químicas son Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>, similares a las del grupo B, pero más mineralizadas, lo cual es consistente con su ubicación espacial al oeste del volcán de San Salvador, pudiendo asociarse dicha mineralización con mayor tiempo de contacto agua- roca (mayor tiempo de residencia).

De igual forma las aguas del Sistema Las Pavas SLP se clasifican como Mg-Ca-HCO<sub>3</sub> y Ca-Na-HCO<sub>3</sub>, similares a las del resto de grupos identificados en el acuífero, pero con más minerales disueltos. La variación en los cationes predominantes en el SLP puede obedecer a factores asociados con ingresos no controlados de sustancias al río Lempa, ya que son sistemas de rápida respuesta, por lo tanto, la muestra pudo haberse tomado durante un período en el que se distribuyó agua bajo esas modificaciones.

El pozo 99, localizado en el parteaguas sureste de la cuenca (Figura 3-2 y 3-4), se clasifica como Ca-HCO<sub>3</sub>; sin embargo, se encuentra mucho más mineralizado que la mayoría de las muestras analizadas, incluso está mucho más mineralizado que el agua subterránea extraída en las orillas del lago de Ilopango (Duarte Saldaña, 1988). Este es uno de los campos de pozos aprovechados para el abastecimiento de la población de esa zona de la ciudad.

Al respecto, futuras investigaciones son requeridas para identificar el origen y comportamiento hidrogeoquímico de esta zona del acuífero. Por otra parte, el agua del manantial localizado en el cráter del volcán de San Salvador, (Figura 3-2 y 3-4) se caracterizó como Ca-Mg-SO<sub>4</sub>, las cuales son típicas de aguas termales (Yang *et al.*, 2017), situación que es consistente con su localización y la posible influencia del volcán en su composición química.

La Figura 3-4 refleja, además, que para el año 2016 respecto a 2009, se presentó un ligero aumento en la mineralización del acuífero en el sector sur (Grupo A), lo cual es concordante con el aumento de la mancha urbana en esa zona (Figura 3-1). A su vez, puede asociarse a una respuesta más rápida del ingreso de agua con una química modificada por actividades antrópicas desde la superficie al acuífero debido a la naturaleza fracturada de los materiales geológicos de la zona (Figura 3-2). En los grupos B y C, no es posible identificar una



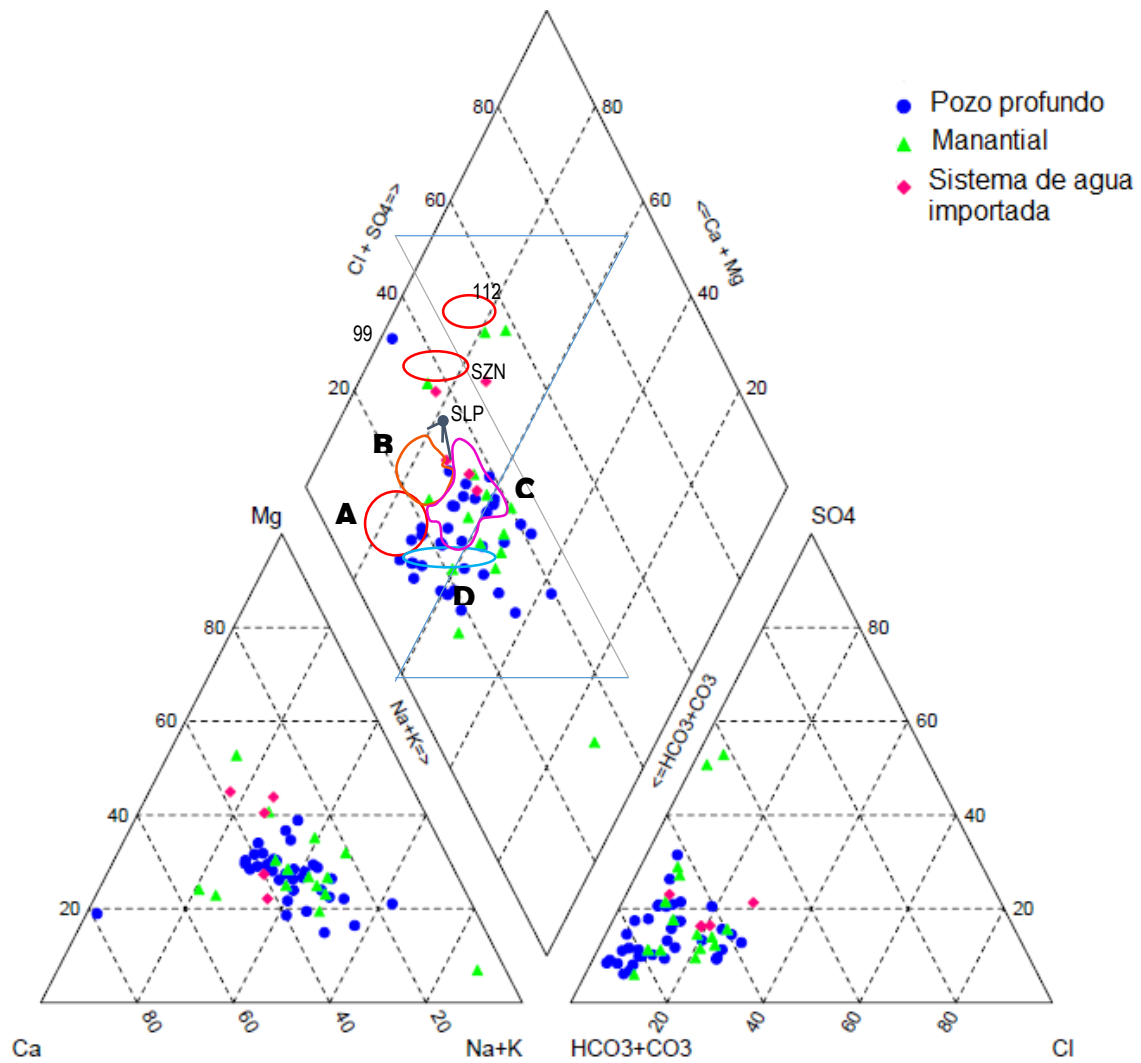
diferencia entre ambas jornadas de muestreo, posiblemente debido a los mayores tiempos de tránsito y menor conductividad hidráulica que presentan los piroclastos de Cuscatlán.

El diagrama de Piper (Figura 3-5) ilustra que el acuífero tiene poca variabilidad estacional en su química mayoritaria. Sin embargo, al interpretarlo conjuntamente con los mapas de Stiff (Figura 3-4) pueden distinguirse los grupos A, B, C y D descritos en los párrafos precedentes, cuyo anión predominante es el  $\text{HCO}_3^-$  y los cationes  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Na}^+$  en la zona de mezcla. De acuerdo a Demlie (2015) las aguas Ca-Mg- $\text{HCO}_3$  son dominantes en acuíferos volcánicos básicos, mientras que las del tipo Na- $\text{HCO}_3$  lo son en acuíferos volcánicos ácidos.

Lo anterior, es consistente con la presencia de materiales ácidos del Cuscatlán en la parte media y baja de la cuenca, así como de materiales básicos del Bálsamo y San Salvador predominando en la zona baja de la misma (Figura 3-2). Altas concentraciones de  $\text{HCO}_3^-$  son características de recarga reciente y se encuentran presentes en el agua subterránea, como producto del ingreso de precipitación con  $\text{HCO}_2$  atmosférico y  $\text{CO}_2$  del suelo en el proceso de disolución de la roca durante la infiltración y movimiento del agua subterránea (Cloutier *et al.*, 2006; Demlie, 2015; Selvakumar *et al.*, 2017).

### 3.4.2 Identificación de fuentes de recarga

Los distintos tipos de aguas identificados en la sección anterior mediante el diagrama de Piper (Figura 3-5) y los mapas con diagramas de Stiff (Figura 3-4) permiten distinguir inicialmente dos fuentes de recarga principales: aquella procedente de la recarga directa por precipitación, que corresponde ya sea a las aguas que se encuentran en la etapa inicial de su evolución geoquímica, o aguas de rápida circulación (McKenzie *et al.*, 2001; Demlie, 2015), las cuales son típicas en acuíferos de geología joven como es el caso del acuífero de San Salvador.



*Figura 3-5 Diagrama de Piper para muestras de agua en el AMSS (todas las campañas de muestreo). La distribución espacial de los grupos A, B, C y D puede consultarse en el mapa de diagramas de Stiff (Figura 3-4).*

El grupo de aguas con mayor disolución de minerales que corresponde con los pozos localizados en la zona más antigua de la ciudad, puede asociarse con una fuente adicional de recarga afectada por actividades antropogénicas. En la Figura 3-6, se presenta un conjunto de diagramas de dispersión que relacionan  $\text{Cl}^-$  y TDS y  $\text{NO}_3^-$  y TDS y ayudan a explicar los procesos de recarga natural y urbana en el acuífero, así como al análisis de flujo y circulación del agua subterránea (Demlie, 2015).

Una fuente de recarga directa por precipitación y dos fuentes de recarga urbana pueden distinguirse en el acuífero de San Salvador. La recarga directa por precipitación corresponde a los grupos A, B y D del acuífero. Es evidente en las aguas frescas de pozos y manantiales poco mineralizadas, localizadas en los límites más elevados de la zona urbana, al pie del volcán de San Salvador, cerro de San Jacinto y cordillera del Bálsamo, donde el flujo de agua subterránea inicia su paso por la ciudad (Figura 3-2). Estas aguas tienen bajas concentraciones de TDS,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$  (Figura 3-6), a diferencia de las aguas de los ríos que transportan las aguas residuales de la ciudad casi sin ninguna depuración.

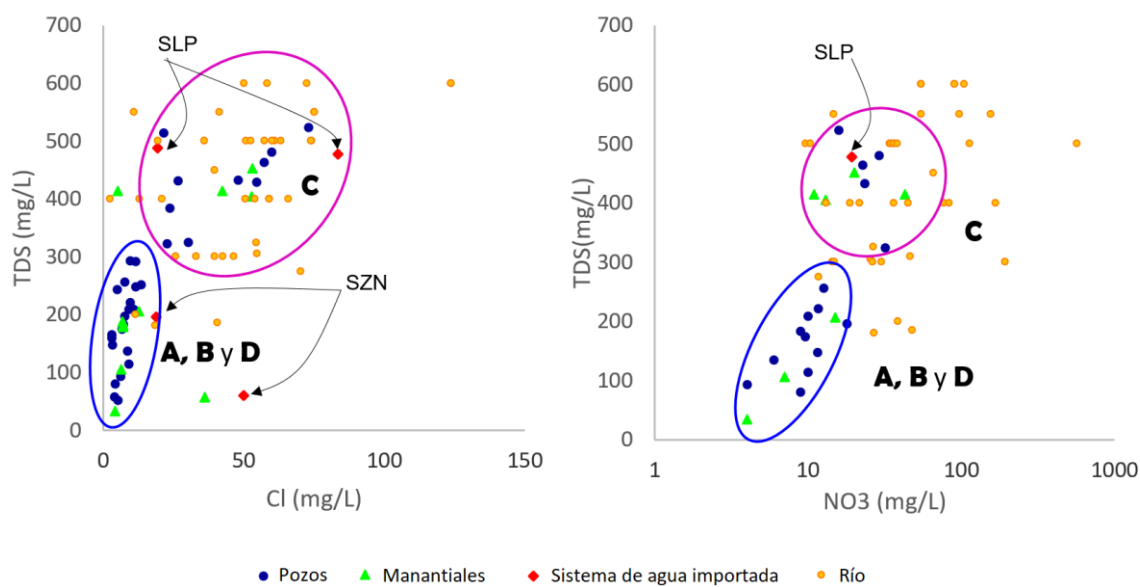


Figura 3-6 Gráficos de dispersión para trazadores seleccionados presentando las concentraciones de las muestras de agua subterránea, sistemas de importación de agua que abastece a la ciudad de San Salvador, Sistema Zona Norte (SZN) y Sistema Las Pavas (SLP), así como aguas residuales crudas que circulan por el subsuelo en la zona no saturada del acuífero de San Salvador (puntos naranja).

La primera fuente de recarga urbana puede asociarse a las fugas en los sistemas de acueducto de la ciudad. En la Figura 3-6 se puede apreciar que existe un grupo de aguas cuyos valores de TDS,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$  se encuentran en un término medio, entre las aguas con recarga directa y aquellas correspondientes a los sistemas de agua potable (SZN y SLP) y aguas residuales, indicando una posible mezcla entre las aguas de recarga natural y de recarga urbana. Por lo tanto, la segunda fuente de recarga urbana proviene del alcantarillado sanitario.

El grupo de aguas cuya química ha sido modificada por la recarga urbana, presenta concentraciones que pueden superar el doble de las concentraciones de TDS,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ . Los  $\text{NO}_3^-$  se utilizaron para identificar ingreso de contaminación agrícola, agua potable, aguas residuales y aguas industriales (Lerner, 2002; Tubau *et al.*, 2014). Dado que las aguas de recarga natural y los sistemas de importación reportan bajas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  (Figura 3-6), se descarta el aporte de este ion al acuífero debido a actividades agrícolas o a fugas en el sistema de agua potable. Por lo tanto, una fuente de recarga urbana al acuífero proviene de las fugas en el sistema de tuberías de aguas residuales.

Los cloruros se consideran razonablemente conservativos (Bazuhair and Wood, 1996; Yang *et al.*, 1999; Barrett *et al.*, 1999; Lerner, 2002; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Tubau *et al.*, 2014), excepto cuando hay otras fuentes de ingreso de cloruros al sistema, ya que la concentración podría aumentar (Jiménez-Martínez *et al.*, 2011; Naranjo *et al.*, 2015). En este caso el aporte de cloruros se relaciona con las fugas de los sistemas de agua potable y alcantarillado, cuyas concentraciones son elevadas y modifican la química del agua subterránea antes de su contacto con el subsuelo urbano (Figura 3-6).

Las muestras analizadas en este estudio también fueron analizadas para Coliformes Totales y Coliformes Fecales; sin embargo, solamente 5 muestras de las 28 analizadas (18%) superaron el límite de detección de 1.8 NMP/100 mL para Coliformes Totales, mientras que ninguna de las muestras resultó por arriba de dicho límite de detección para Coliformes Fecales. Posiblemente la contaminación microbiológica producto de las fugas en el alcantarillado, la cual supera los cientos de miles NMP/100mL (BIOTEC S.A. DE C.V., 2011), no alcance el agua subterránea debido a que la parte superior del suelo de origen

piroclástico retiene significativamente a los coliformes termotolerantes como los enterococos (Naclerio *et al.*, 2008). De este modo, esta condición ofrece una protección favorable que reduce su vulnerabilidad a la contaminación.

### 3.4.3 Isotopos ambientales $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el acuífero de San Salvador

La precipitación es la principal fuente de renovación de agua subterránea a través de la infiltración en el terreno (Cloutier *et al.*, 2006) en las zonas fuera del área urbana, donde la superficie no se encuentra impermeabilizada. La Figura 3-7 presenta la distribución de las muestras de agua subterránea con respecto a la Línea de Agua Meteórica Global (GMWL por sus siglas en Inglés) y la Línea de Agua Meteórica Local (LMWL) (Internationale Atomenergie-Organisation, 1992; Tenorio Mejía *et al.*, 1997)

La distribución de la composición isotópica de las muestras permite distinguir a las aguas de origen reciente del grupo A con valores de  $\delta^{18}\text{O}$  que oscilan entre -7.80 y -7.30, localizadas en el sector sur y surponiente de la zona de estudio. El grupo B presenta valores de  $\delta^{18}\text{O}$  que oscilan entre -6.90 y -6.20, las cuales se encuentran en su mayoría distribuidas alrededor de dicha línea, indicando que no hay modificaciones significativas por evaporación (Cloutier *et al.*, 2006; Prasanna *et al.*, 2010).

El grupo de aguas de pozos y manantiales influenciadas por el urbanismo (C), refleja valores de  $\delta^{18}\text{O}$  entre -7.40 y -5.43, los cuales se encuentran en la zona intermedia entre los valores del grupo A, de aguas recargadas por precipitación que ingresan al subsuelo de la ciudad y las muestras de los sistemas de importación SZN y SLP. Estos sistemas, poseen una composición isotópica enriquecida y ocasionalmente alejada de la línea meteórica (SLP).

Este enriquecimiento isotópico en las aguas de los sistemas de agua potable puede asociarse, para el caso del sistema Las Pavas, con su origen del río Lempa y en ambos sistemas con el proceso de transporte y tratamiento que pasa el agua antes de llegar a la red de distribución de agua. Se esperaría que las aguas residuales presenten una composición isotópica aún mayor que la reflejada por los sistemas de agua potable debido a los procesos de almacenamiento, uso y transporte que pasan previo al ingreso del alcantarillado de la ciudad.

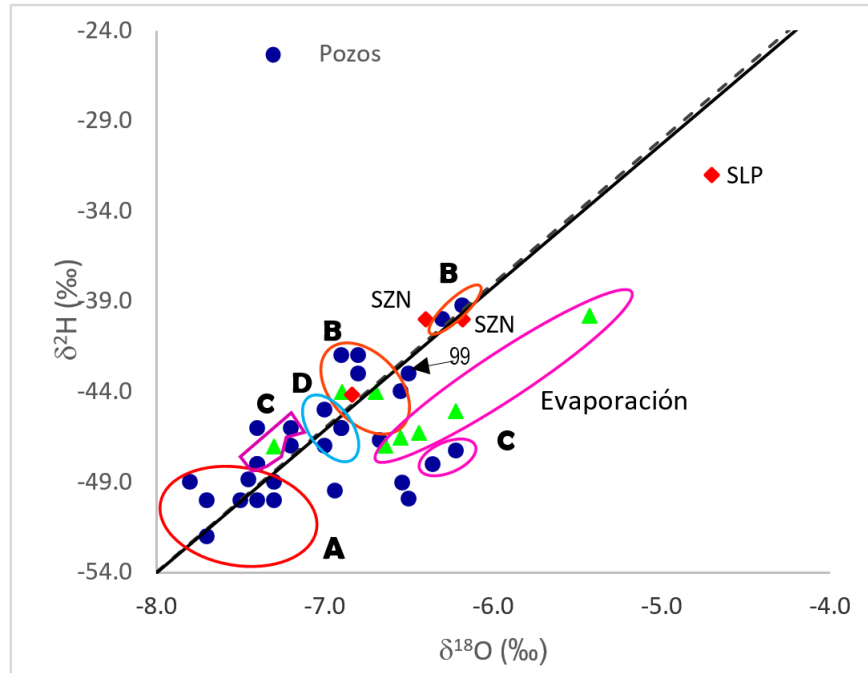


Figura 3-7 Composición isotópica de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  en el agua subterránea del acuífero de San Salvador, El Salvador. Línea del agua meteórica local (LMWL)  $\delta^2\text{H} = 7.92\delta^{18}\text{O} + 9.336$   $r^2 = 0.957$  (International Atomic Energy Agency, 1977)

Un grupo de manantiales se alinean a la derecha de la LMWL sugiriendo un típico proceso de evaporación (Prasanna *et al.*, 2010). De igual manera, otras muestras de pozos presentan un comportamiento similar, indicando que esas aguas han sufrido algo de evaporación antes de su infiltración. La composición isotópica de  $\delta^{18}\text{O}$  también fue relacionada mediante diagramas de dispersión con los trazadores  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$  (Figura 3-8), para verificar la hipótesis de la presencia de recarga urbana en el agua subterránea del grupo C.

Ambas gráficas permiten diferenciar a las aguas de recarga reciente (Grupos A, B y D), con bajas concentraciones de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ , y las aguas impactadas por el urbanismo (grupo C), cuyas concentraciones de estos iones son notablemente más elevadas para los rangos de composiciones isotópicas de  $\delta^{18}\text{O}$  discutidas anteriormente. Las aguas del grupo C, muestran el carácter conservativo del isótopo ambiental  $\delta^{18}\text{O}$  del grupo A y evidencian un aumento considerable en las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ . Este comportamiento se asocia nuevamente con la recarga urbana.

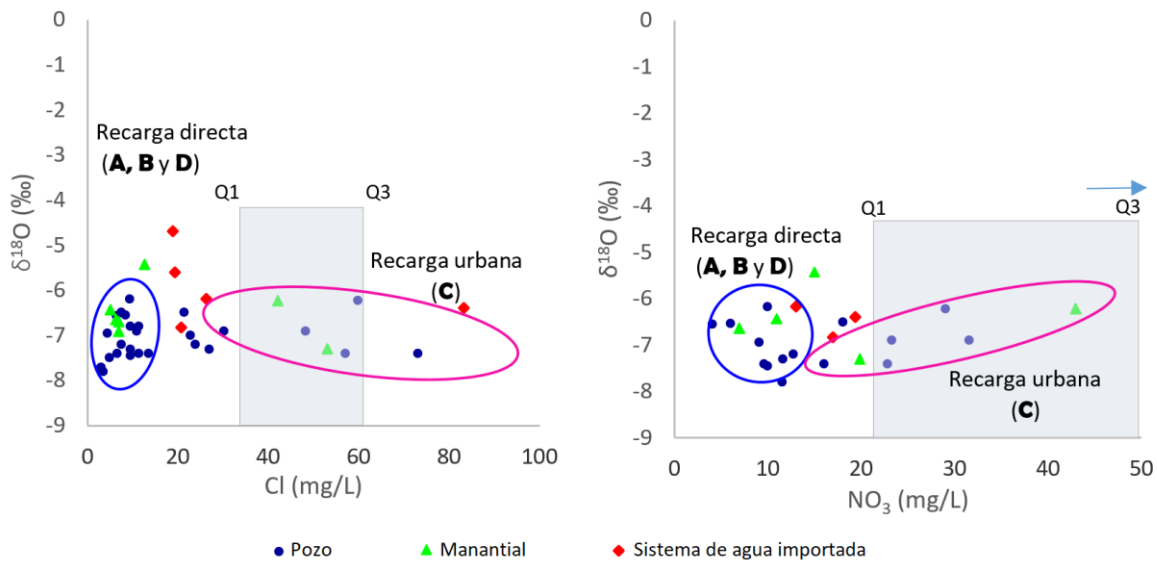


Figura 3-8 Gráficos de dispersión para parámetros hidrogeoquímicos e isotópicos mostrando diferencias en la fuente de recarga de agua subterránea. Los rectángulos sombreados indican el rango de concentración de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ , respectivamente, entre el cuartil 1 (Q1) y el cuartil 3 (Q3) de las aguas residuales. La flecha indica que el cuartil 3 de  $\text{NO}_3^-$  es superior al valor máximo graficado (tiene un valor de 90.73 mg/L).

El agua de los sistemas de importación, presenta concentraciones de cloruros y nitratos ligeramente superiores a las aguas de recarga natural, lo cual podría generar un incremento en las concentraciones de dichos parámetros; sin embargo, las muestras del grupo C reportan valores que se asemejan más a los rangos de concentraciones de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$  de las aguas residuales comprendidos entre los cuartiles 1 y 3 de cada parámetro (área sombreada de las gráficas), evidenciando que la recarga urbana procedente del alcantarillado está modificando las características químicas del acuífero urbano en un punto que requiere atención.

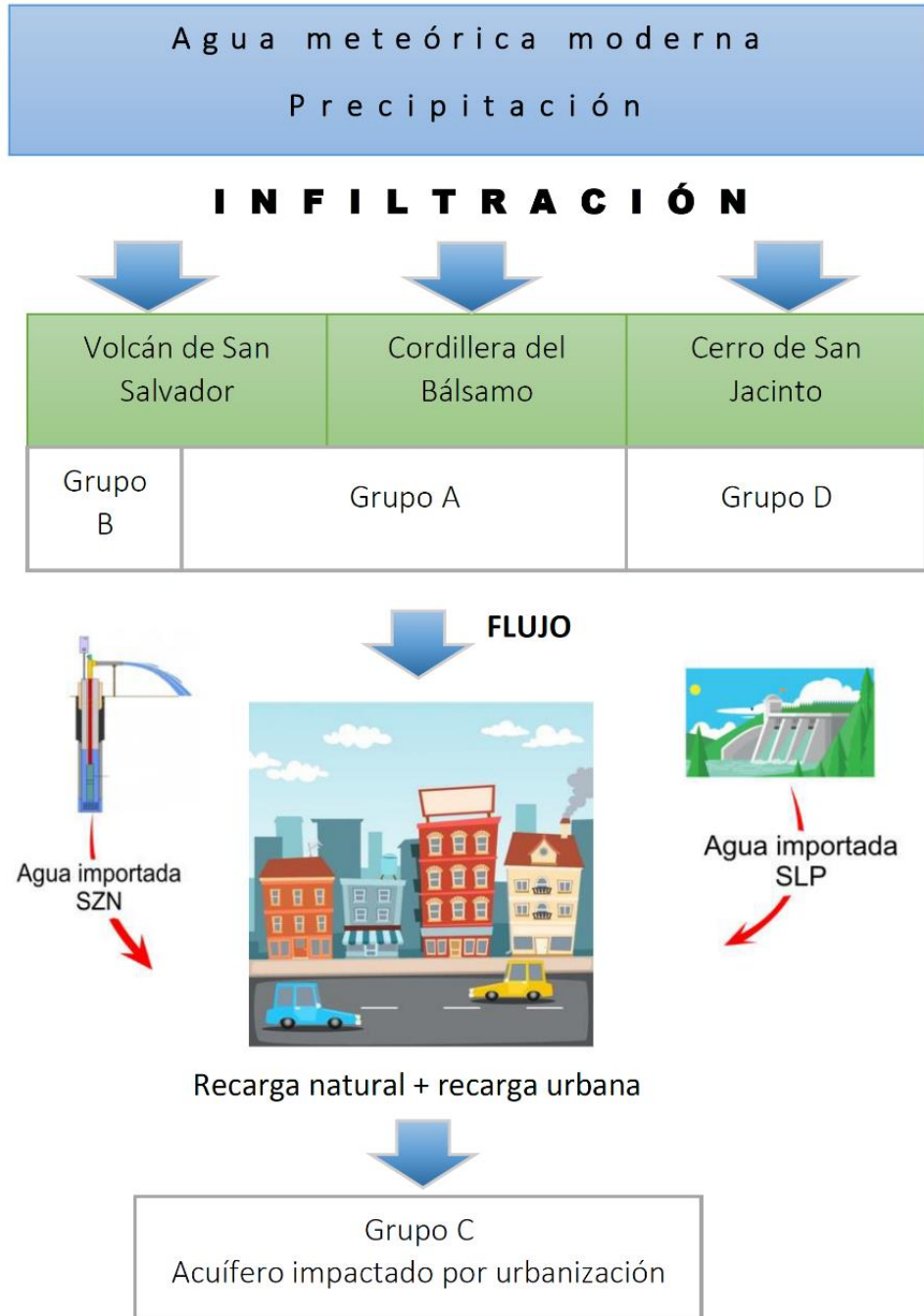
### 3.4.4 Modelo conceptual hidrogeoquímico de agua subterránea

Las características hidrogeoquímicas e isotópicas de las aguas subterráneas, en el acuífero de San Salvador, permiten establecer un modelo conceptual (Figura 3-9) que involucra a los grupos de aguas y las principales fuentes de recarga de agua subterránea que ocurren en el acuífero (Cloutier *et al.*, 2006). Tres zonas de recarga directa por precipitación han sido identificadas en las áreas de mayor elevación topográfica de la zona de estudio: el volcán de San Salvador, la cordillera del Bálsamo y el cerro de San Jacinto, estos accidentes topográficos son, a su vez, las zonas que menos desarrollo urbano presentan y, por lo tanto, su cobertura es principalmente vegetal.

Cada una de las zonas de recarga tiene asociado flujos que ocurren en el inicio de la formación acuífera actualmente aprovechado. Cuatro flujos asociados a grupos geoquímicos de agua conforman los dos flujos principales del acuífero y se derivan de las zonas de recarga; los mismos se diferenciaron en el análisis hidrogeoquímico e isotópico (Figura 3-9). La ocurrencia de estos flujos de agua subterránea es concordante con estudios previos realizados en la zona, ya sea con fines de explotación o evaluación del recurso hídrico subterráneo (Delgado, 1981; Departamento de hidrogeología ANDA, 1996; EYCO S.A. de C.V., 2005; Barrera de Calderón, 2010; Guevara Retana, 2013). Además, confirma el modelo conceptual de flujo expuesto por (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a).

Asimismo, del volcán de San Salvador se derivan dos flujos principales: el flujo Norte **B** caracterizado por aguas del tipo Mg-Ca-HCO<sub>3</sub> y Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>, las cuales son características de acuíferos volcánicos básicos (McKenzie *et al.*, 2001; Cloutier *et al.*, 2006; Demlie, 2015), y con los valores para  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  que caen en el rango de valores obtenidos para la precipitación regional.





*Figura 3-9 Modelo conceptual de grupos de agua subterránea y sus fuentes de recarga en el acuífero urbano de San Salvador deducido a partir del análisis de información hidrogeoquímica e isotópica.*

El otro sistema de flujo corresponde con el Flujo Suroeste denominado **A** (Figura 3-9), el cual a su vez tiene aporte de la recarga directa que ocurre en la cordillera del Bálsamo. Estas aguas, al igual que el grupo **B** están poco mineralizadas y ocurre en las orillas del área urbana del AMSS, son del tipo Ca-Mg-HCO<sub>3</sub> y su composición isotópica de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  media se encuentra en el rango de la composición isotópica de la precipitación.

Por otra parte, un tercer grupo denominado **C** en San Salvador (Figura 3-4), caracterizado por aguas del tipo Na-Ca-HCO<sub>3</sub> y Na-Mg-HCO<sub>3</sub> se deriva del grupo A, las cuales ingresan a la ciudad y recogen el aporte de las fugas en los sistemas de agua y alcantarillado en distintas proporciones, estas aguas presentan TDS que fluctúan de 300 mg/L a casi 600 mg/L, Cl<sup>-</sup> cuyo rango oscila entre 20 y 73 mg/L y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> con valores que se encuentran arriba de 20 mg/L y alcanzan hasta 43 mg/L. La composición isotópica de este grupo de aguas no se distingue del resto de grupos, los valores de  $\delta^{18}\text{O}$  oscilan entre -6.0 y -7.5 similar a las de sus grupos de origen. Sin embargo, algunas de las muestras evidencian un proceso de evaporación, el cual puede asociarse con el proceso de tratamiento, almacenamiento y uso del agua potable, en el cual existen procesos de evaporación.

Finalmente, el grupo denominado D, cuyo tipo de agua es Na-Ca-HCO<sub>3</sub> se asocia con la zona de recarga directa del cerro de San Jacinto, al igual que el grupo A y B se encuentran en las orillas de la zona urbana de la ciudad de Soyapango, en las laderas del cerro y presentan un poco más de mineralización que dichos grupos (Figura 3-4). Su composición isotópica es similar al resto de aguas sin influencia significativa del urbanismo y se encuentra en el rango de la composición isotópica de la lluvia ya que se alinean con la LMWL.

### 3.5 Conclusiones

En este estudio se presentaron los resultados del análisis regional hidrogeoquímico de un acuífero urbano, tomando como ejemplo el caso del acuífero volcánico urbano de San Salvador; ello permitió la identificación espacial de los sistemas de flujo existentes en el acuífero, así como de las principales fuentes de recarga que aportan a la disponibilidad de agua de la ciudad. El diagrama de Piper, así como la distribución espacial de los tipos de

agua presentados a través de los mapas de Stiff, la estadística descriptiva de las muestras y el conjunto de gráficos de dispersión, en los cuales se relacionaron variables indicativas de la recarga urbana, indicaron que la precipitación directa de agua de lluvia controla principalmente la química del agua subterránea en las zonas que se encuentran en las orillas de la ciudad.

La huella química de estas aguas, su ubicación espacial y el uso de trazadores químicos permitió la identificación de cuatro grupos principales de agua que ocurren en el acuífero, el grupo **A** (Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>, Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>); el grupo **B** (Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>) y el grupo **D** (Na-Ca-HCO<sub>3</sub>), cuya fuente de recarga principal se asocia con la precipitación directa y se caracterizan por su poca mineralización. Esto puede asociarse tanto con su corta edad como con su rápida circulación a través del medio geológico, o ambas. El grupo **C** (Na-Ca-HCO<sub>3</sub> y Na-Mg-HCO<sub>3</sub>) que evolucionó del grupo A, fue identificado como aguas que sufren el impacto del urbanismo y, por lo tanto, tiene tres fuentes de recarga principales: la lluvia, las fugas en los sistemas de agua potable y las fugas del alcantarillado sanitario.

Los isótopos ambientales de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  en las muestras de agua subterránea ayudaron en la identificación de las fuentes de recarga. Por un lado, las composiciones isotópicas de la mayoría de muestras se alinearon alrededor de la LMWL en valores similares a los de la precipitación local, lo que se asoció con una recarga de agua meteórica reciente. Por otro lado, las relaciones entre  $\delta^{18}\text{O} - \text{Cl}^-$  y  $\delta^{18}\text{O} - \text{NO}_3^-$  utilizados como trazadores de agua producto de las fugas en los SAP y SAR, proporcionaron importantes hallazgos que fortalecieron la hipótesis de la existencia de recarga urbana en el acuífero.

Esta recarga urbana tiene impacto en la calidad y cantidad del agua subterránea y su aporte al balance parte de situaciones no planificadas y a veces incontrolables. Por una parte, la recarga procedente de las fugas en los SAP puede aportar elevadas cantidades de agua ingresando al acuífero, las cuales, podrían reflejarse en una reducción de la tasa de descenso de los niveles, ocultando los efectos de la sobreexplotación y, por lo tanto, generando una percepción de “sostenibilidad ficticia” y de elevado costo. Dado el carácter no planificado de esta recarga, potenciales acciones de las empresas de agua para reducir las fugas, pueden

impactar significativamente la disponibilidad de agua en el acuífero y, por lo tanto, fuentes alternativas de suministro para suplir la demanda podrían requerirse.

Por otra parte, la recarga procedente de las fugas en los SAR, podría estar aportando una carga contaminante al acuífero, que paulatinamente llegaría a afectar la buena calidad que hoy refleja. El ingreso de estos contaminantes debe tenerse presente ya que las aguas residuales crudas transportan una diversidad de elementos nocivos para la salud, que, bajo condiciones propicias, pueden movilizarse desde la zona no saturada hasta la zona saturada. Ello conllevaría modificaciones en los sistemas de potabilización (que hoy en día se limitan principalmente a la cloración), aumentando los costos de producción local de agua y por consiguiente encareciendo la recarga urbana. Para analizar más detalladamente esta problemática, se requieren estudios adicionales enfocados a la contaminación de acuíferos.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran la importancia de la hidrogeoquímica en la identificación de sistemas de flujo (complementaria a la información hidrogeológica) y en la identificación de fuentes de recarga en ambientes urbanos, cuyo aporte puede afectar la calidad y la cantidad de agua subterránea. Los resultados, aportan información substancial para la Gestión Integral de los Recursos Hídricos en acuíferos urbanos. En otros contextos se ha evidenciado que las decisiones de gestión de sistemas de agua urbanos tienen impacto en su gestión y sostenibilidad por largos períodos, por lo tanto, deben trabajarse en forma conjunta, adecuadamente planificada y respaldarse con programas de monitoreo de calidad y cantidad para dar seguimiento a su evolución.

### 3.6 Agradecimientos

Los autores agradecen a la Organización de Estados Americanos (OEA), por haber proporcionado la beca para estudios de doctorado de la autora principal. Muchas gracias a la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) por el apoyo con los análisis químicos de agua y acompañamiento para toma de muestras, al Isotope Science Laboratory de la Universidad de Calgary por el análisis de isótopos ambientales, al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) de El Salvador por facilitar información,

a la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad de El Salvador, por el apoyo con préstamo de equipo. Asimismo, agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México, CONACYT y COMECYT de México y el Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) de Canadá por todo el apoyo proporcionado en el desarrollo de este estudio.

# Capítulo 4

## **Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical**

Estimation of spatiotemporal groundwater recharge distribution in humid regions with tropical climate

---

### **Marcia Barrera-de-Calderón**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130.

Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires del 30 de julio, Ciudad Universitaria, San Salvador, El Salvador. Email : marcia.barrera@ues.edu.sv

### **Jaime Garfias**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130. Email : jgarfiass@gmail.com

### **Richard Martel**

Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), Québec, QC G1K 9A9, Canada. Email: richard.martel@ete.inrs.ca

### **Javier Salas-García**

Facultad de ingeniería (FI-UAEM), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. México, C.P. 50130. Email : proyectos@javiersalasg.com

## Resumen

La determinación precisa de la variación de la recarga de agua subterránea es una tarea fundamental para la planificación sostenible de los recursos hídricos subterráneos, especialmente en acuíferos fuertemente presionados. Con el objetivo de determinar la variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea en un acuífero urbano con clima húmedo, como el acuífero de San Salvador, se utilizaron dos métodos de Balance de Masas: uno en la zona subsuperficial, Balance de Humedad del Suelo (SWB, por sus siglas en inglés de Soil Water Balance) y otro en la zona saturada, Balance de Masa de Cloruros (CMB, por sus siglas en inglés de Chloride Mass Balance). El SWB fue calculado a escala diaria para cuatro años (2012-2015) mediante el método de Thornthwaite y Mather modificado, utilizando un conjunto de mallas de datos climáticos diarios y datos físicos de la zona de estudio. El CMB fue utilizado para determinar la recarga de agua subterránea de la zona saturada en muestras tomadas en pozos y manantiales durante los años 2009 y 2016, en la parte alta de la cuenca, donde diversos estudios sugieren que ocurre la principal recarga del acuífero. Los resultados del SWB indican una fuerte variación temporal y espacial de la recarga en la zona de estudio, que puede variar entre 326 y 561 mm/año, en años secos y húmedos, respectivamente. Los resultados del CMB mostraron consistencia con el SWB, los valores de recarga oscilaron entre 313 y 693 mm/año. En ambos métodos la recarga media anual es similar y representa entre el 20% y el 30% de la precipitación. La aplicación conjunta de ambos métodos podría utilizarse en zonas similares, su elección dependerá de los objetivos del estudio.

**Palabras clave:** Recarga de agua subterránea, Balance de Humedad de Suelo (SWB), Balance de Masa de Cloruros (CMB), acuífero urbano, acuífero de San Salvador

## Abstract

The precise determination of groundwater recharge variation is a fundamental task for the sustainable planning of groundwater resources, particularly in heavily pressured aquifers. In order to determine the spatial and temporal variability of groundwater recharge in an urban aquifer with a humid climate, such as the San Salvador aquifer, two Mass Balance methods were used (one in the subsurface zone, Soil Water Balance (SWB) and another in the saturated zone, Chloride Mass Balance (CMB)). The SWB was calculated on a daily scale for four years (2012-2015) through the modified Thornthwaite and Mather method, using a set of daily climatic data grids and physical data from the study area. The CMB was used to determine the groundwater recharge in drilled wells and springs samples taken during 2009 and 2016, in the upper part of the basin, where various studies suggest that the main aquifer recharge occurs. The results of the SWB indicate a strong temporal and spatial variation of the recharge in the study area, which can vary between 326 and 561 mm year<sup>-1</sup>, in dry and wet years, respectively. The CMB results showed consistency with the SWB, groundwater recharge values ranged between 313 and 693 mm year<sup>-1</sup>. In both methods the mean annual recharge is similar and represents between 20% and 30% of the precipitation. The application of both methods could be used in similar areas, the selection of the method will depend on the objectives of the study.

**Keywords:** Groundwater recharge, Soil Water Balance (SWB), Chloride Mass Balance (CMB), urban aquifer, San Salvador aquifer.



## 4.1 Introducción

La recarga acuífera, definida como el agua que se mueve desde la zona no saturada e ingresa en la zona saturada (Heppner *et al.*, 2007), es esencial para el estudio de los recursos hídricos (Scanlon *et al.*, 2002; Lihe *et al.*, 2011). Su estimación es indispensable para una apropiada planificación y gestión de los sistemas de agua subterránea (Healy y Cook, 2002) en la cuenca hidrológica. Sin embargo, debido a la dificultad de medirla directamente, y a la incertidumbre asociada, debe ser cuantificada indirectamente por distintos métodos (Scanlon *et al.*, 2002; Heppner *et al.*, 2007; Lihe *et al.*, 2011), esperando consistencia en los resultados, aunque ello no implique precisión (Healy y Cook, 2002).

La estimación de la recarga natural es compleja (Sophocleous, 1993; Healy y Cook, 2002; Lerner, 2002; Scanlon *et al.*, 2002), especialmente cuando se conoce de manera muy limitada el funcionamiento del acuífero y se requiere cuantificar su variabilidad espacial y temporal (Scanlon *et al.*, 2002). Con frecuencia los modeladores, planificadores y diseñadores de políticas para el manejo de acuíferos, obvian la variabilidad de la recarga y asumen un valor promedio para toda la cuenca, la cual es estimada como una fracción de la precipitación o es ajustada como parámetro de calibración en un modelo de simulación numérica (Dripps y Bradbury, 2009).

La cuantificación de la recarga implica la recarga directa, la recarga puntual y la recarga indirecta (Lerner, 2002). Debido a la complejidad en la determinación de la recarga directa o natural (utilizados como sinónimos en este documento), varios autores, entre ellos, Lerner (1990); Scanlon *et al.* (2002); Lerner (2002); Healy y Cook (2002); Doble y Crosbie (2017); enfatizan la necesidad del uso de varias técnicas para su estimación, reduciéndose así la incertidumbre.

La aplicación de las técnicas depende principalmente de su variación espacial y temporal, la disponibilidad de información, clima predominante, tasa de recarga, período de tiempo representado y extensión superficial en la cual se realizan los estudios (Lerner, 1990, 2002; Scanlon *et al.*, 2002; Doble y Crosbie, 2017). Estas técnicas son explicadas en detalle por Scanlon *et al.* (2002); Lerner (2002); Seiler y Gat (2007); y Healy y Scanlon (2010).

Un método físico de la zona subsuperficial muy utilizado en climas húmedos es el Balance de Humedad de Suelo (SWB) (Thornthwaite, 1948; Thornthwaite y Mather, 1955; Thornthwaite, 1957). El procedimiento se enfoca en establecer el balance de agua para la zona radicular. Según Steenhuis y Van Der Molen (1986), el SWB ha sido aplicado exitosamente para balances de agua a nivel de cuenca y para estimar la recarga de agua subterránea. Una de sus principales ventajas es el uso de información climática y geográfica comúnmente disponible. Sin embargo, en muchas ocasiones, principalmente en países en desarrollo, la escala de cálculo temporal es mensual, lo cual puede llegar a subestimar los resultados hasta un 25% con respecto a estimaciones diarias (Rushton y Ward, 1979).

Varios estudios (Dripps y Bradbury, 2007, 2009; Stanton *et al.*, 2012; Davis y Putnam, 2013; Mair *et al.*, 2013; Cao *et al.*, 2016; Day y Simpkins, 2018, entre otros) han determinado la variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea con el uso del SWB incorporando la variabilidad espacial y temporal de la recarga mediante programas estructurados cuyos módulos utilizan sistemas de información geográfica. Más recientemente, otros autores (Izuka *et al.*, 2018; McLean *et al.*, 2019) han manejado gran cantidad de datos con la incorporación del formato NetCDF para modelos de recarga diaria de varios años con el SWB (Westenbroek *et al.*, 2018), facilitando la visualización y el manejo de las series temporales de recarga.

El uso de trazadores químicos en la zona saturada, también ha sido ampliamente utilizado para estimar la recarga de agua subterránea, especialmente los cloruros, debido a su bajo costo y facilidad para determinarlos y cuantificar la recarga. El método del Balance de Masa de Cloruros (CMB) fue propuesto por Eriksson y Khunakasem (1969) y ha sido utilizado por distintos investigadores para cuantificar la recarga de agua subterránea. Por ejemplo:

Edmunds y Gaye (1994), lo utilizaron en la zona intersticial y en pozos someros en un extenso acuífero costero de Senegal; por su parte, Ng *et al.* (2010), lo utilizaron en la evaluación de los efectos del cambio climático en la recarga mediante mediciones de cloruros en la zona no saturada.

Mientras tanto, Lihe *et al.* (2011), cuantificaron la tasa de recarga para Ordos Plateau, China; Crosbie *et al.* (2012), lo utilizaron como parámetro de comparación de un modelo para evaluar la recarga episódica (pulsos irregulares e infrecuentes de recarga de agua subterránea según Lewis y Walker (2002)) alterada por los efectos del cambio climático en el acuífero High Plains, USA. Por su parte, (Marrero-Díaz *et al.* (2015), determinaron la recarga neta total para un año húmedo en el acuífero volcánico Las Cañadas, Islas Canarias; Ifediegwu (2020), lo utilizó en una zona del estado de Enugu, Nigeria, caracterizada por clima húmedo; mientras Nemaxwi *et al.* (2019), lograron presentar la distribución espacial de la recarga a partir de determinaciones puntuales de recarga en un acuífero cuaternario en la provincia de Limpopo, Sur Africa.

En el acuífero de San Salvador, la distribución espacial y temporal de las tasas de recarga de agua subterránea aún se entiende muy poco. Tradicionalmente, su estimación ha sido realizada mediante el Método de Balance de Humedad de Suelo a escala mensual sobre una base de datos climáticos multianuales, y en un ámbito espacial que agrupa características físicas y climáticas del territorio (Servicio Hidrológico Nacional, 2005; MARN, 2016).

Este análisis proporciona valores medios de la recarga que desestima su variación en el espacio y el tiempo, lo cual es principalmente preocupante cuando se trata de la recarga para años secos, donde la recarga puede disminuir considerablemente. Adicionalmente, los cálculos existentes aún no han sido contrastados con metodologías alternativas que aumenten la confiabilidad de los resultados. Esto podría llegar a impactar negativamente en la planificación sostenible del acuífero.

El objetivo de este estudio es determinar la variabilidad espacial y temporal de la recarga natural de agua subterránea en el acuífero urbano de San Salvador para el período 2012-2015, que contempla años húmedos y secos, mediante el SWB en un paso de tiempo diario y en una red discreta definida para la zona. Los datos son contrastados con estimaciones de la recarga realizados mediante el CMB para dos años: 2008 y 2015. Con los resultados, se pretende proporcionar información consistente y más confiable a los tomadores de decisión para el desarrollo sostenible del acuífero que abastece el 41% del Área Metropolitana de San Salvador y alertar sobre la variabilidad de la oferta de agua subterránea para tomar decisiones conscientes respecto a su explotación. Este estudio puede ser replicado en acuíferos con similares condiciones.

#### 4.1.1 El acuífero de San Salvador: características climáticas, físicas y antrópicas que influyen en el balance de agua subterránea

El acuífero de San Salvador, suministra alrededor del 42% de la demanda de agua de la región más densamente poblada de El Salvador (DIGESTYC, 2008): la Región Metropolitana de San Salvador (AMSS); se localiza en el subsuelo de dicha zona, en la subcuenca alta del río Acelhuate, cuya área es de aproximadamente 362 km<sup>2</sup> (Figura 4-1). La zona se caracteriza por ser muy accidentada al sur y presentar menores pendientes al norte, sus elevaciones varían desde 1,917 a 359 msnm. Posee un clima tropical con dos estaciones de seis meses cada una, una seca y una lluviosa, temperaturas medias anuales de 16.3 °C en la zona alta y 23.4 °C en la zona baja. La precipitación media registrada varía de 2,141 mm/año en la parte alta a 1,731 mm/año en la parte baja (MARN, 2016).

De acuerdo a MARN y OPAMSS (2012), en la zona de estudio predominan las zonas urbanas, comerciales e industriales (41.65%), café y bosques siempre verdes (22.24%), granos básicos y cultivos asociados (18.46%), frutales y monocultivos (13%), el resto es utilizado por vegetación herbácea, playas, y zonas de extracción de arena. En adición a lo anterior, la textura del suelo en la zona es predominantemente franca; lo cual favorece la infiltración.

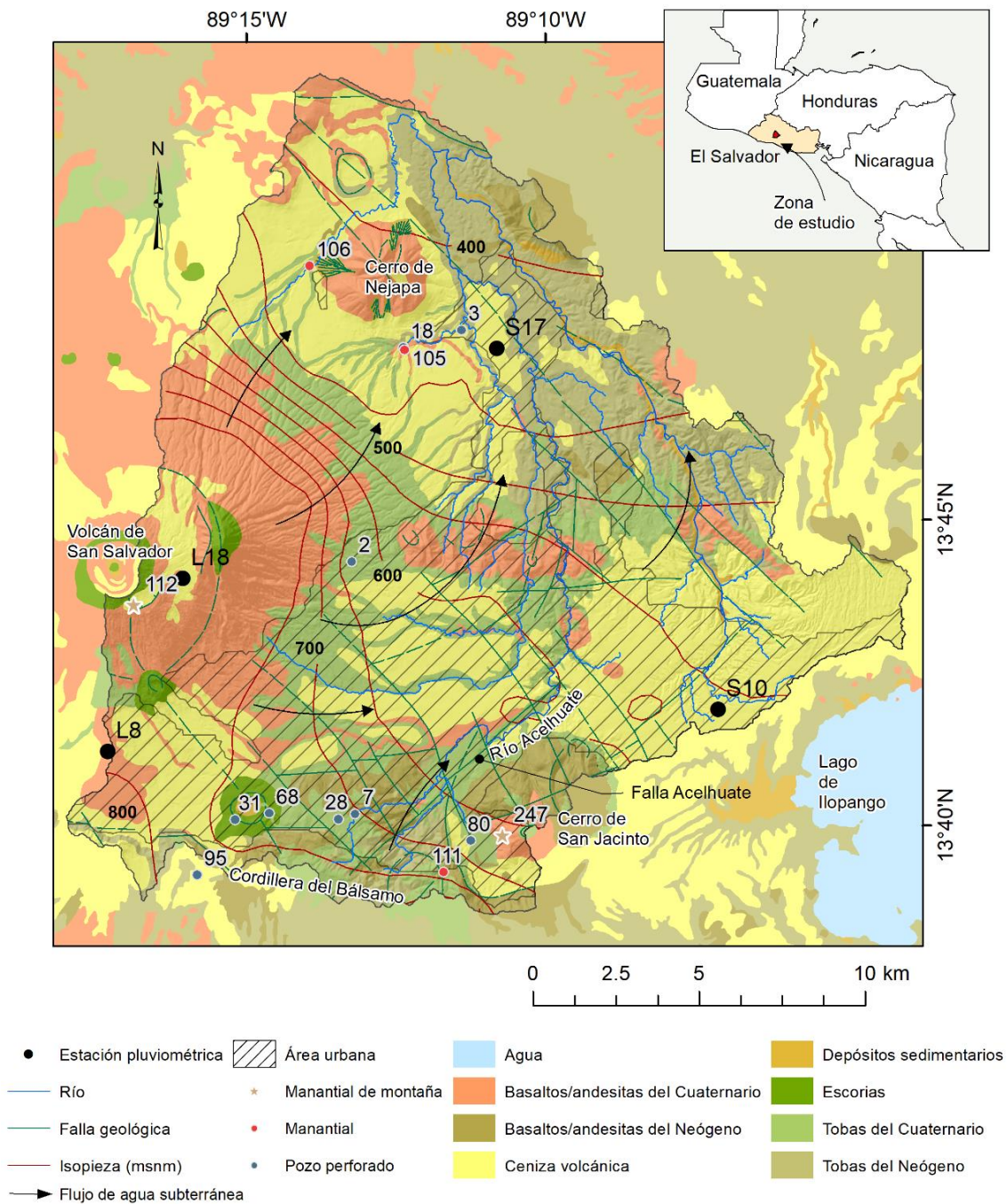


Figura 4-1 Ubicación de la zona de estudio mostrando la geología superficial simplificada, nivel piezométrico y dirección de flujo preferencial, estaciones pluviométricas, pozos y manantiales muestreados para el método CMB (los números indican el código utilizado en este estudio) y principales accidentes geográficos.

Conforme a Rico *et al.* (1965), el 63% posee materiales franco arenosos, coincidiendo con las zonas altas y vegetadas, así como con gran parte de la zona urbana; el 19% corresponde a materiales francos, al pie del volcán de San Salvador y al norte de la zona de estudio, el 13% son materiales franco limosos, localizados al norte de la zona de estudio, y el 5% restante son materiales de menor permeabilidad, que aparecen cubriendo accidentes geográficos como el cerro de Nejapa (al Norte) y las faldas del cerro de San Jacinto (al Sur) (Figura 4-1).

#### 4.1.2 Contexto geológico, estructural e hidrogeológico

El área de interés se originó como producto de la actividad tectónica, volcánica y erosiva de la región, entre el Neógeno y el Cuaternario. A raíz de la intensa actividad del Arco Volcánico Centroamericano (CAVA) (Carr y Stoiber, 1977), tres formaciones, en orden de antigüedad afloran en la zona: Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador (Williams y Meyer-Abich, 1955; Weber *et al.*, 1974; Reynolds, 1980), todas consisten en interestratificaciones de piroclastos, tobas, y lavas basálticas y andesíticas, originadas principalmente como producto de los materiales eyectados o erupcionados del estratovolcán de San Salvador, el nuevo volcán Boquerón y las calderas de Ilopango y Coatepeque (Schmidt-Thomé, 1975; Lexa *et al.*, 2012; Hernández y Jicha, 2019) (Figura 4-1).

Algunos autores (PNUD, 1972; ANDA, 2008; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a), han determinado que la zona más productiva del acuífero se localiza al sur del área de estudio y coincide con la presencia de lavas fracturadas interestratificadas con piroclastos; en esas zonas, la conductividad hidráulica puede alcanzar  $10^3$  m/d. Mientras que la mayor extensión y espesor del acuífero corresponde con piroclastos y tobas, en los cuales las conductividades hidráulicas oscilan entre  $10^{-2}$  y 1 m/d (un mapa de distribución de conductividades hidráulicas en la zona de estudio puede ser consultado en Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a).

En ese contexto hidrogeológico, dos sistemas principales de flujo han sido identificados (Barrera de Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a), el primero circula radialmente desde el volcán de San Salvador y luego se conduce hacia el norte, en una tendencia similar al recorrido del río Acelhuate; el segundo, se mueve inicialmente al noreste y luego hacia el norte, para converger con el primero en la salida de la subcuenca.

Adicionalmente, autores como PNUD (1972); MARN (2016); y Barrera de Calderón (2010), han sugerido que las principales zonas de recarga en la zona de estudio se encuentran en las laderas del volcán de San Salvador. Mientras que las principales descargas naturales han sido identificadas a lo largo de la falla Acelhuate en forma de manantiales, en el cambio de conductividad hidráulica entre los flujos de lava fracturada y los piroclastos (Westenbroek *et al.*, 2018).

Adicionalmente, la hidrogeoquímica del acuífero ha permitido confirmar que la principal fuente de recarga de agua subterránea corresponde a la precipitación, la cual, debido a su elevada importancia, es calculada en este estudio mediante el SWB y CMB. Sin embargo, existe un aporte de recarga urbana procedente de fugas en los sistemas de agua potable y alcantarillado de la ciudad que debe tenerse en cuenta, especialmente por sus efectos en la calidad del agua y el balance hidrológico (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b).

## 4.2 Métodos y modelos utilizados

### 4.2.1 Balance de Humedad del Suelo (SWB 2.0)

El modelo de Balance de Humedad de Suelo (SWB 2.0) (Westenbroek *et al.*, 2018) fue utilizado para estimar la recarga natural potencial de agua subterránea, cuantificada en este artículo como la infiltración neta que pasa la zona radicular en el subsuelo (Dripps y Bradbury, 2007). El SWB 2.0 es un modelo determinístico, quasi tridimensional basado en datos físicos del suelo y climáticos para la zona de estudio (Dripps y Bradbury, 2009), el cual utiliza el método de Thornthwaite – Matter modificado para tener en cuenta la humedad del suelo.

Está integrado por tres reservorios que almacenan agua, denominados nieve, intercepción y suelo. Para el caso de climas tropicales, el reservorio de nieve no es considerado; mientras que el reservorio de intercepción acumula agua interceptada diariamente por el dosel de los árboles y la vegetación, previo a su contacto con el suelo. La variación diaria en la humedad del suelo es modelada en el reservorio de suelo para el dominio del modelo discretizado mediante celdas de un ráster con profundidad igual a la zona radicular mediante la Ecuación

4-1. En esta ecuación se consideran los ingresos y salidas de humedad al reservorio, asimismo, es considerada la humedad del día antecedente como una condición inicial para el día de simulación.

$$HS = P - Int - Esc - ET + HS_i \quad (4-1)$$

Dónde,  $HS$  representa la humedad del suelo para el día de simulación en mm;  $P$ , corresponde a la precipitación en mm;  $Int$ , es la intercepción de la vegetación (mm);  $Esc$ , es la escorrentía superficial en mm;  $ET$ , corresponde a la evapotranspiración real en mm; y,  $HS_i$ , representa a la humedad del suelo en el día previo a la simulación en mm.

Se asume que la humedad del suelo oscila entre el punto de marchitez permanente y la capacidad de campo, que varían con la textura del suelo. La diferencia entre ambos valores corresponde a la capacidad de agua disponible en el suelo. El total de agua disponible para el suelo es calculado mediante la Ecuación 4-2. Cada vez que la humedad del suelo supera este valor, se considera que un evento de recarga de agua subterránea ha ocurrido en esa celda.

$$TAW = (HS_{CC} - HS_{PMP}) \cdot PR \quad (4-2)$$

Dónde,  $TAW$ , es la capacidad total de agua disponible (mm);  $HS_{CC}$ , corresponde a la humedad del suelo a capacidad de campo ( $\text{mm} \cdot \text{m}^{-1}$ );  $HS_{PMP}$ , es la humedad de suelo en el punto de marchitez permanente ( $\text{mm} \cdot \text{m}^{-1}$ ); mientras que  $PR$ , corresponde a la profundidad efectiva de raíces de la vegetación (m).

En el modelo de recarga del acuífero de San Salvador, el cálculo de la humedad del suelo para cada día de simulación en cada celda del modelo requirió de un conjunto de datos ráster diarios de lluvia y temperatura máxima y mínima, dirección de drenaje superficial, así como uso y textura del suelo para los módulos de escorrentía, evapotranspiración e intercepción, según el caso. Asimismo, los ráster textura y uso de suelo fueron utilizados para el cálculo de la capacidad total de agua disponible.



Adicionalmente, los métodos, opciones de cálculo y especificaciones de mallas de entrada y salida para el modelo de recarga fueron codificadas mediante un archivo de control, complementado con una tabla de búsqueda mediante la cual se relacionaron los archivos ráster y los valores de los parámetros relativos al uso y textura de suelo.

Los datos crudos de lluvia y temperatura diaria fueron obtenidos de los registros del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN), estos presentaban datos faltantes, principalmente debido a fallas en el equipo o errores de medición, por lo tanto, se requirió un proceso de relleno de datos. El relleno de las series de precipitación se realizó para el período 2012 – 2015 (4 años que presentaron la menor cantidad de datos faltantes).

Para el relleno de los datos se utilizó una regresión lineal simple para la estación L8 Procafé y una regresión lineal múltiple para las estaciones S04 Apopa y L18 Boquerón (Figura 4-1 y 4-2), donde las correlaciones más altas fueron obtenidas. La estación base para completar las series fue la estación Ilopango S10, la cual cuenta con uno de los registros más completos que tiene el país sobre precipitación y temperatura para el período 1970-2015.

A su vez, los datos de temperatura máxima, media y mínima diaria fueron obtenidos del registro de monitoreo climático del MARN para las estaciones L18 (1588 msnm), L8 (964 msnm) y S10 (615 msnm), que cuentan con monitoreo diario de este parámetro entre los años 2005 – 2017. En la estación S17 (420 msnm), no se contó con dicho registro, por lo tanto, los valores para la estación S17 fueron calculados a partir de la ecuación de la recta que describe la tasa de cambio de temperatura con elevación “lapse rate” (Holden y Rose, 2011) para la zona. El análisis fue realizado a partir de los datos diarios de las tres estaciones para un registro de 12 años comprendido entre 2005-2015 (Figura 4-1 y 4-3).

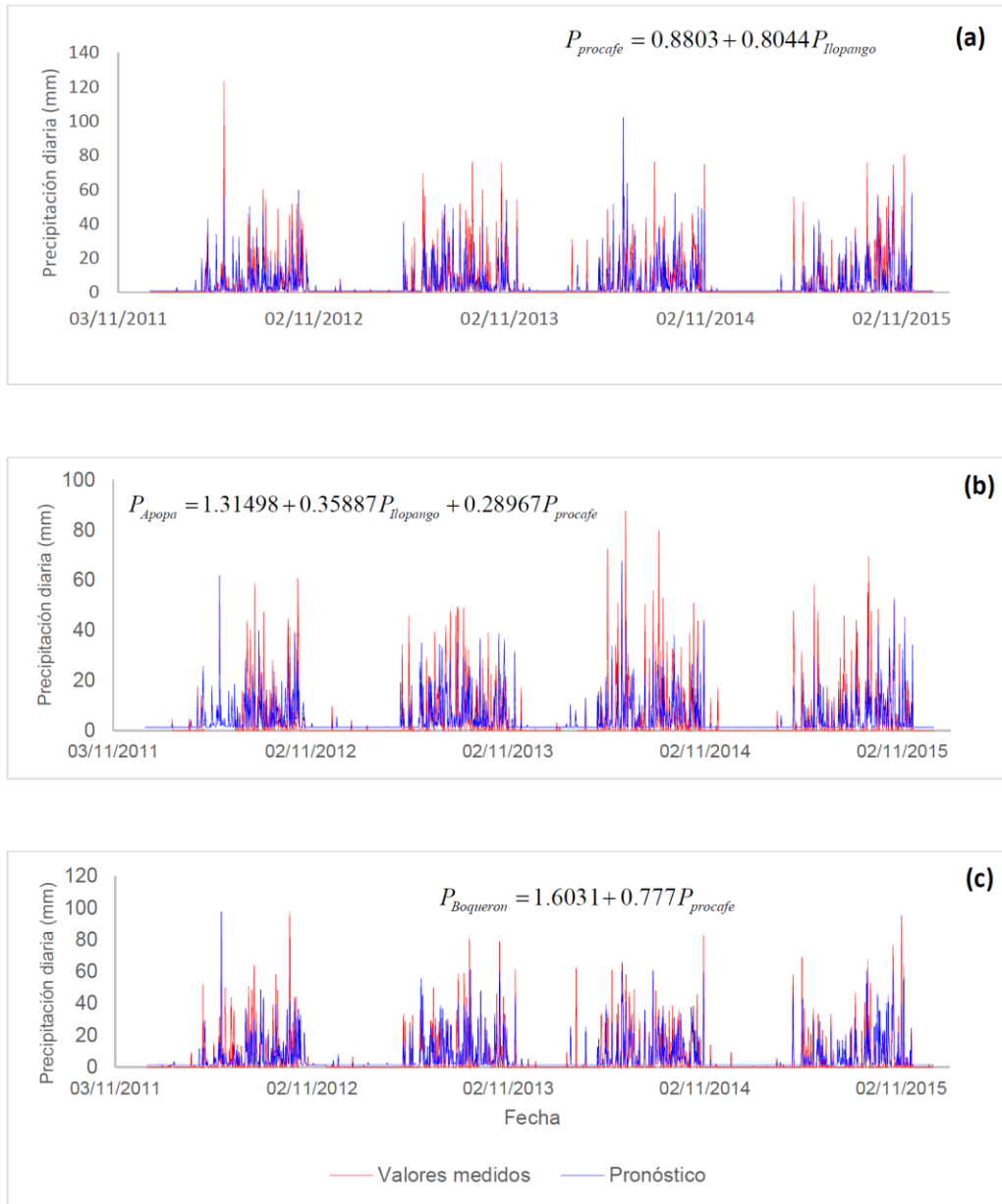


Figura 4-2 Comparación de series de datos de precipitación diaria rellenadas para tres estaciones climatológicas de la zona de estudio. a) Estación L8 Procafé; b) Estación S04 Apopa; y c) Estación L18 Boquerón.

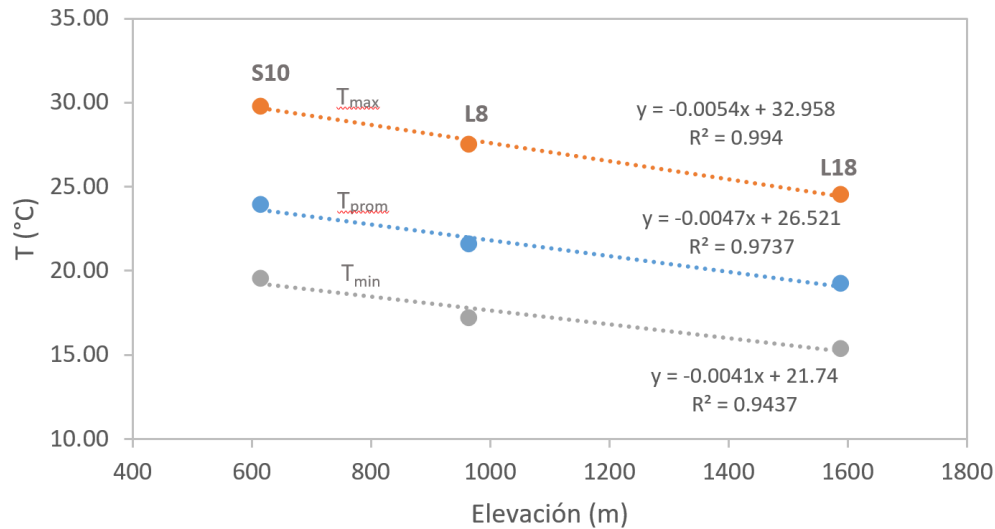


Figura 4-3 Tasa de cambio de temperatura máxima, media y mínima con elevación en el AMSS para el período 2005 -2015, Asimismo, se muestra la ecuación de regresión y el valor de  $R^2$ .

El modelo de recarga fue elaborado en un dominio de 31.05 km x 29.70 km y celdas de 90 m x 90 m, totalizando 113,850 celdas de análisis, el cual comprendía en su interior a la zona de estudio. Para ello, un total de 1,461 ráster diarios de precipitación, temperatura máxima y mínima fueron elaborados para los cuatro años de análisis utilizando el método de la distancia cuadrática inversa mediante un algoritmo programado en GNU Octave (Eaton *et al.*, 2019), totalizando 4,383 ráster climáticos para todo el período analizado. Por su parte, los ráster de las características físicas y uso del suelo fueron elaborados utilizando ArcGis 10.3.

El ráster de usos de suelo (Figura 4-4a) fue reclasificado y agrupado en 10 usos de los 31 identificados en todo el dominio (8 usos en la zona de estudio), utilizando el esquema de Anderson Nivel II (Anderson *et al.*, 1976) (Figura 4-4a). El ráster de grupo hidrológico de suelos fue elaborado a partir de la textura del suelo detallada en el Levantamiento General de Suelos (Rico *et al.*, 1965). Las seis texturas identificadas dentro de la zona de estudio también fueron reclasificadas y agrupadas en cuatro grupos hidrológicos de suelo (Figura 4-4b) atendiendo la clasificación del NRCS y ARS (2003) y tomando en cuenta lo sugerido por Westenbroek *et al.* (2018).

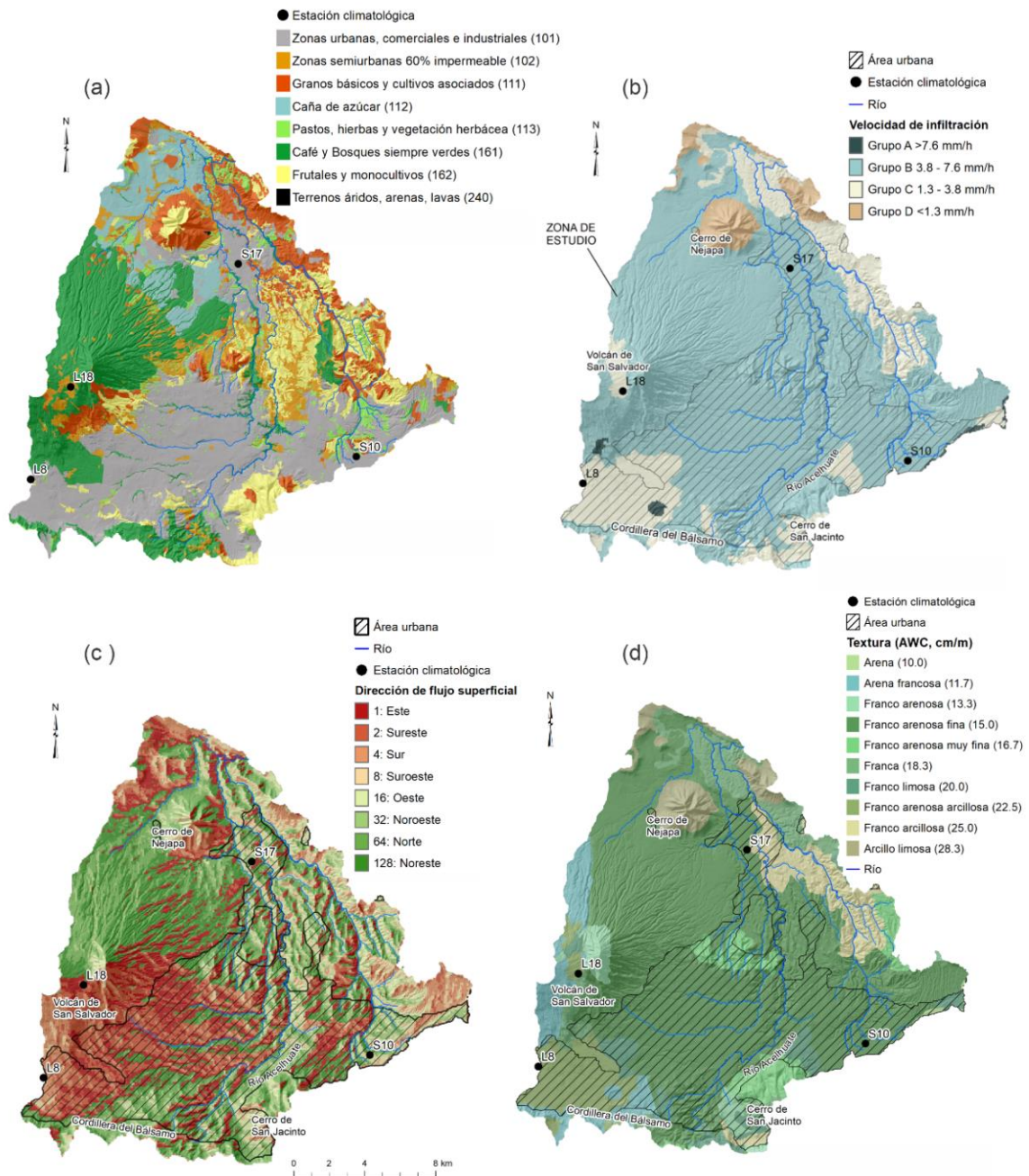


Figura 4-4 Distribución de las características físicas del AMSS utilizadas en el modelo SWB: a) Uso del suelo clasificado en 8 categorías según Anderson Nivel II (Anderson et al., 1976); b) Velocidad de infiltración (NRCS y ARS, 2003), definida a partir de las texturas del suelo según Rico et al. (1965); c) Dirección de flujo superficial definido a partir del DEM utilizando el método D (Greenlee, 1987); d) Capacidad de retención de agua en el suelo.

Por su parte, la malla de dirección de flujo (Figura 4-4c) se definió a partir del geoprocesamiento del Modelo de Elevación Digital del terreno, utilizando la herramienta Flow Direction en el módulo Hydrology del Spatial Analyst de ArcGis 10.3. Mientras que la malla de la capacidad de agua disponible en el suelo fue elaborado a partir de los valores recomendados por Westenbroek *et al.* (2010) para distintas texturas de suelo (Figura 4-4d). Dicha variable factorizada con la profundidad de las raíces, definida a partir del mapa de usos de suelo, proporcionó la máxima capacidad de retención de agua en el suelo para cada celda en el dominio del modelo. Este es el valor que debe superar la humedad del suelo en el día de simulación de la Ecuación 4-1 para contabilizar como recarga.

A la vez que se preparó las mallas, se configuró un archivo de control para correr el modelo de recarga, en él se indicó los métodos para cada variable del balance (Ecuación 4-1); los archivos de entrada, su formato y proyección espacial; el período de simulación; y los archivos de salida. La intercepción fue calculada mediante el método de la cubeta, que asume un porcentaje constante de retención de la lluvia en el follaje por cada evento de precipitación (Schosinsky, 2006; Siles *et al.*, 2010).

Por su parte, la escorrentía superficial fue calculada mediante el método del número de curva del NRCS, con la variante de la reducción del término de abstracción inicial a un 5% de la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo ( $S_{max}$ ) (Woodward *et al.*, 2004). Ello implica que la escorrentía inicia con precipitaciones de menor intensidad que con el método original del NRCS.

Para este módulo, los números de curva fueron asignados a partir de Cronshey *et al.* (1986) que se aumentan o disminuyen en el programa a partir de la precipitación de los cinco días previos, ya que ello influye sobre las condiciones de humedad antecedente del suelo y la facilidad que este tiene para generar escorrentía. Mayores detalles del método pueden consultarse en (Westenbroek *et al.*, 2010, 2018). El módulo de aporte de escorrentía de las celdas contiguas “Runoff Routing” fue desactivado para el modelo de recarga para evitar un sobredimensionamiento del ingreso de agua al suelo.

Para el cálculo de la evapotranspiración potencial se utilizó el método de Hargreaves – Samani (Hargreaves y Samani, 1985), apropiado para casos con datos limitados como en la zona de estudio. El método requiere temperaturas máximas y mínimas diarias, así como radiación solar extraterrestre, la cual es calculada en el programa mediante la ubicación espacial de la zona de estudio. Por su parte la evapotranspiración real fue calculada mediante el método de Thornthwaite – Mather (Thornthwaite, 1948; Thornthwaite y Mather, 1955; Thornthwaite, 1957).

Una vez modelado el sistema, los resultados del SWB se obtuvieron en NetCDF (Network Common Data Form), el cual consiste en un conjunto de librerías y formatos de datos independientes del sistema operativo que admiten la creación, el acceso y el intercambio de datos científicos orientados a matrices (Rew *et al.*, 1989). Los archivos NetCDF de precipitación, evapotranspiración real, intercepción, escorrentía y recarga fueron procesados utilizando Climate Data Operator (CDO) (Schulzweida, 2019) para obtener los valores anuales de cada variable a partir de la suma de sus valores diarios en cada celda del modelo generando así los ráster de cada variable para los años 2012-2015 en la zona de estudio.

#### 4.2.2 Balance de Masa de Cloruros (CMB)

El método de CMB se basa en la propiedad conservativa de los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) y asume que la precipitación es la única fuente de aporte del anión cloruro que ingresa al flujo agua subterránea (Eriksson y Khunakasem, 1969). Así, en un evento de precipitación, el flujo del  $\text{Cl}^-$  depositado en la superficie del suelo es igual al flujo de  $\text{Cl}^-$  que cruza la zona radicular con el agua infiltrada (Flint *et al.*, 2002). Cuando el flujo avanza en profundidad, hay agua que se extrae por evapotranspiración, por lo tanto, la concentración de  $\text{Cl}^-$  en el agua de la zona no saturada incrementa mientras la tasa de infiltración se reduce.

Entonces, la infiltración neta es el flujo de agua que se mueve en la zona fuera del efecto de la evapotranspiración, de forma tal que la concentración de  $\text{Cl}^-$  permanece relativamente constante debajo de esa profundidad y por su carácter conservativo se mueve a la misma velocidad que el agua (Espinosa-Martínez *et al.*, 2015). La tasa de infiltración neta puede ser estimada a partir de las concentraciones de cloruro utilizando la Ecuación 4-3.

$$R = \frac{PC_p}{C_{wg}} \quad (4-3)$$

Dónde,  $P$  es la precipitación media anual efectiva por área (mm);  $R$ , es la recarga total (mm);  $C_p$ , es la concentración media de cloruro en la precipitación (mg/L); y,  $C_{wg}$ , es la concentración de cloruro en el agua subterránea (mg/L).

En países como El Salvador, la deposición de  $\text{Cl}^-$  aún no es monitoreada de forma sistemática, por lo tanto, los datos disponibles son escasos y responden a objetivos puntuales. Durante este estudio se monitoreó la concentración de  $\text{Cl}^-$  en lluvia de tres meses: agosto, septiembre y octubre de 2017. Las mediciones se realizaron en dos estaciones localizadas dentro de la zona de estudio. Los resultados de los análisis de  $\text{Cl}^-$  en lluvia se promediaron con datos reportados por Barrera de Calderón (2010) en dos manantiales de montaña (Tabla 4-1 y Figura 4-1), cuya química se asemeja a la del agua de lluvia, asumiendo que los manantiales de montaña presentan concentraciones de  $\text{Cl}^-$  similares a los registrados en la precipitación (Flint *et al.*, 2002).

Las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  reportados por Barrera de Calderón (2010) en los manantiales de montaña oscilan entre 2.60 y 4.2 mg/L. Estos valores se encuentran en el rango de los valores de  $\text{Cl}^-$  en lluvia reportados para distintas partes del planeta, por ejemplo, Ting *et al.* (1998), reportaron valores entre 0.90 y 2.19 mg/L en Ping Tung, Taiwan. Flint *et al.* (2002), reportaron una concentración media anual de deposición de  $\text{Cl}^-$  de 0.35 mg/L en Yucca Mountain, USA. Por su parte Lihe *et al.* (2011), midieron valores entre 2.30 y 11.79 mg/L, en Ordos Plateau, China; Naranjo *et al.* (2015) reportaron valores de 4.2 a 9.2 mg/L en Gran Canaria, España; y Demlie (2015), registro valores entre 0.37 y 2.02 mg/L en Etiopía Central.

Tabla 4-1 Concentración de cloruros en lluvia para cada subzona utilizada en el CMB

ID	X (m)	Y (m)	Elevación (msnm)	Fecha	Cl <sup>-</sup> (mg/L)
<b>Zona 1 Volcán de San Salvador</b>					
112 (manantial)	469583.46	289542.74	1728	17/07/2009	4.2
112 (manantial)	469583.46	289542.74	1728	03/11/2009	2.6
L-18	469536.00	290480.00	1588	Sept –Nov. 2017	0.5
L-8	468809.00	285134.00	965	Sept –Nov. 2017	0.5
<b>Promedio</b>					<b>1.95</b>
<b>Zona 2 San Jacinto</b>					
247 (manantial)	480697.59	282596.44	786	15/07/2009	4.2
L-18	469536.00	290480.00	1588	Sept –Nov. 2017	0.5
L-8	468809.00	285134.00	965	Sept –Nov. 2017	0.5
<b>Promedio</b>					<b>1.73</b>

A partir de la localización de los manantiales con registro de concentraciones de Cl<sup>-</sup>, la zona de estudio se dividió en dos subzonas (Figura 4-1), las cuales a su vez corresponden con los flujos principales determinados por (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b), donde se establece el modelo hidrogeoquímico conceptual del acuífero de San Salvador. Para cada subzona, se determinó la concentración promedio de Cl<sup>-</sup> (Tabla 4-1).

Las muestras de Cl<sup>-</sup> en agua subterránea se obtuvieron tomando en cuenta la extensión urbana de la zona de estudio, y la suposición de un ambiente conservativo en el sistema (Demlie, 2015; Scanlon *et al.*, 2002; Seiler y Gat, 2007; Crosbie *et al.*, 2017). Esto se fundamenta, por una parte, en la ubicación de los puntos de muestreo de agua subterránea, los cuales se localizan dentro del área la zona urbana del AMSS que limita con la parte alta de la cuenca (Figura 4-1), donde se considera que ocurre la mayor recarga natural que ingresa al acuífero (PNUD, 1972; L.B. Gil, 2007; Barrera de Calderón, 2010; Guevara Retana, 2013; MARN, 2016).



Por otra parte, en la selección de las muestras de agua subterránea para el CMB, además del criterio de ubicación, se consideró solo las muestras que tuviesen concentraciones del ion nitrato inferiores a 10 mg/L (Naranjo *et al.*, 2015), y con una relación cloruros:nitratos inferior que 2:1 (BGS, 2004), para descartar la recarga de fuentes distintas a la precipitación como los sistemas de alcantarillado y cultivos. Asimismo, se despreció la influencia geotermal en los puntos analizados, debido a que la composición química e isotópica de las muestras de agua subterránea consideradas en el CMB, indica que su principal fuente de recarga es la precipitación (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b) y que la presencia de trazadores característicos de influencia geotermal como el sodio obedece principalmente a procesos de disolución de la roca e intercambio catiónico (Neal y Kirchner, 2000; Rman, 2016).

Así, para estimar la recarga por medio del CMB, se evaluó un conjunto de 11 muestras de agua subterránea, de pozos de producción que captan diversos estratos geológicos y manantiales, distribuidas en 8 puntos, tomadas durante el año 2009 (Barrera de Calderón, 2010); y 7 muestras en 5 puntos, correspondientes al año 2016 (Figura 4-1) que forman parte de los análisis químicos realizados por Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b). Algunos puntos se repiten en ambos períodos. Adicionalmente, cuando se reportó dos muestras para un mismo punto en un mismo año, se obtuvo el promedio anual para ese punto.

El balance de masas se calculó para cada muestra a partir de la lluvia efectiva que ingresa al sistema, esto es el agua que entra en contacto directamente con el subsuelo e inicia un proceso de descenso por la zona radicular, superándola para luego llegar a la zona saturada. Por ello, la escorrentía y la intercepción del follaje de los años precedentes fueron estimadas como porcentajes medios de la precipitación para la estación Boquerón L18 en la zona 1, e Ilopango S10 en la zona 2. Ambas variables se dedujeron de la precipitación total del año previo para obtener la lluvia efectiva en cada zona (Tabla 4-2).

Tabla 4-2 Variables climáticas por zona utilizadas para el cálculo de la precipitación efectiva para cada año de muestreo

Zona	Precipitación (mm)		Intercepción (%)			Escorrentía (mm)		
	2009 (mm)	2016 (mm)	%	2009 (mm)	2016 (mm)	%	2009 (mm)	2016 (mm)
1	2090.71	1905.20	8.19	171.23	156.04	21.93	458.49	417.81
2	1791.15	1877.00	9.01	161.38	169.12	18.64	333.87	349.87

### 4.3 Resultados y discusión

#### 4.3.1 Variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea simulada mediante el Balance de Humedad del Suelo (SWB)

La Figura 4-5 muestra el comportamiento de componentes del balance de humedad del suelo, la media aritmética y desviación estándar en mm/año para los años 2012 al 2015. Asimismo, se presenta la cantidad de días de lluvia para cada año modelado. Los resultados indican que la mayor variabilidad de los parámetros es presentada por la precipitación y la recarga de agua subterránea (Scanlon *et al.*, 2002; Mair *et al.*, 2013) y en menor medida la evapotranspiración real y la escorrentía, mientras que la intercepción y el cambio en el almacenamiento presentaron menos variación.

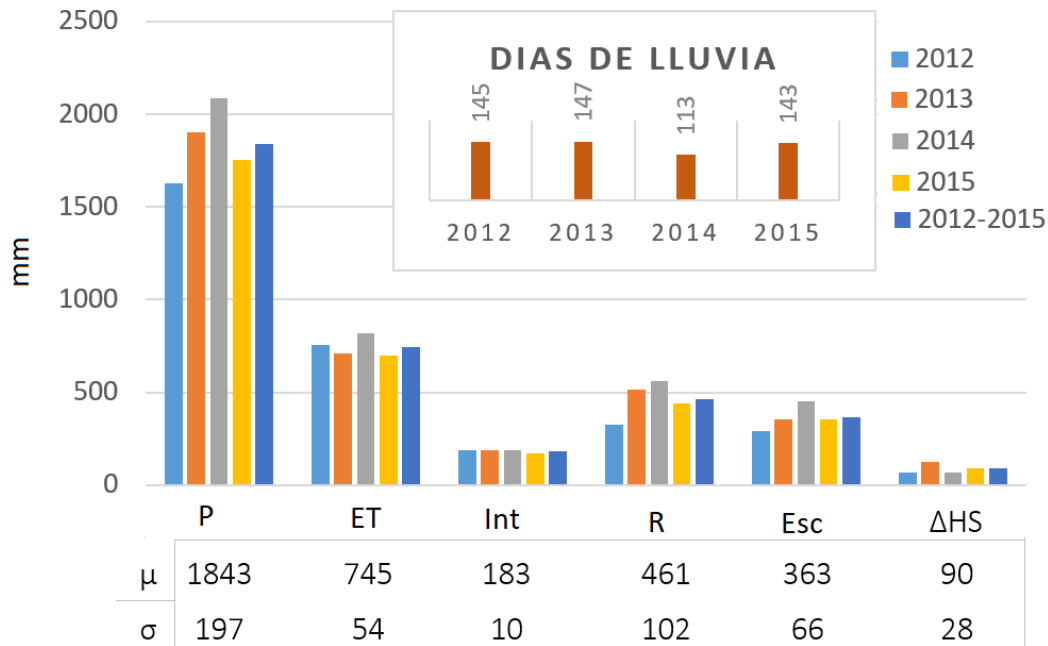


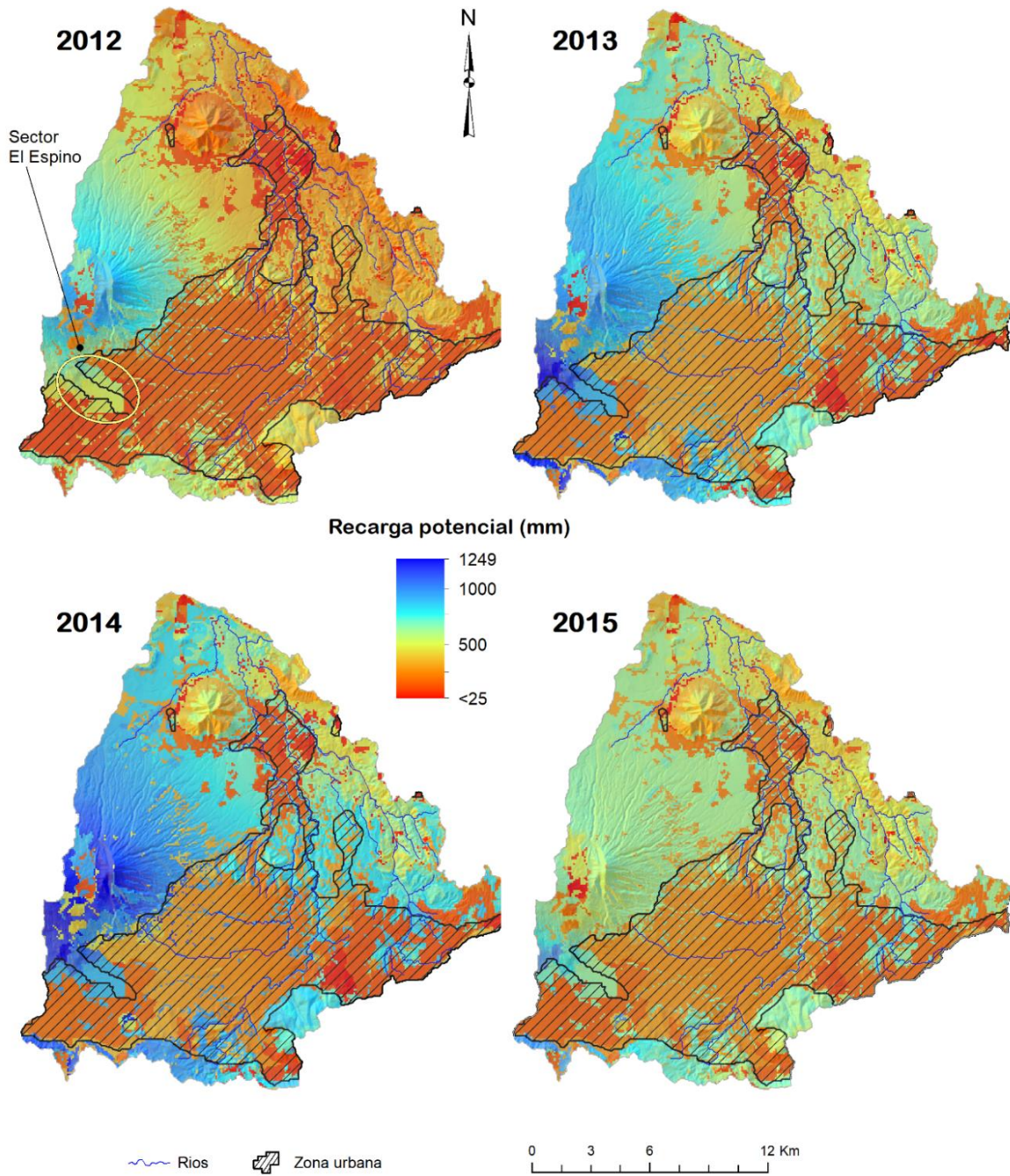
Figura 4-5 Variación de los componentes del Balance hídrico en mm/año para el acuífero de San Salvador en el período 2012-2015 y su promedio multianual. P: Precipitación; ET: evapotranspiración real; Int: Intercepción; R: Recarga; Esc: Escorrentía superficial; ΔHS: cambio en el almacenamiento.

Para los cuatro años analizados, la recarga varió entre 326 y 561 mm/año (20.06%-27.04% de la lluvia anual), presentando mayores valores para los años más lluviosos (Figura 4-5). La evapotranspiración, resultó con valores entre 698 y 818 mm/año (39.7% y 39.18%). Por su parte, la escorrentía varió entre 291 y 451 mm/año (17.9% - 21.6% de la precipitación), y la intercepción, varió entre 168 y 190 mm/año, cuyo promedio corresponde aproximadamente al 9% de la precipitación total, mientras que el cambio en el almacenamiento reportó los menores valores, que variaron entre 69 y 127 mm/año, posiblemente debido a la presencia de la zona urbana, que reduce las áreas permeables disponibles para el ingreso de humedad en el suelo.

Durante el período de análisis, el año más lluvioso, no corresponde precisamente con el mayor número de días de lluvia, pero sí con la mayor recarga, mostrando una proporcionalidad directa entre la intensidad de la lluvia y la recarga (por ejemplo, el año 2014 en la Figura 4-5), similar a lo reportado por Kendy *et al.* (2004); Crosbie *et al.* (2012); y Jasechko y Taylor (2015), para climas áridos. El ejemplo más notable es el año 2014 (más lluvioso), en el que resultó el mayor valor de recarga de agua subterránea (Figura 4-5). Estas lluvias intensas durante el año 2014, fueron reportadas por el MARN (<http://mapas.snet.gob.sv/hidrologia>) como eventos causantes de inundaciones en algunos puntos dentro de la zona de estudio.

En la Figura 4-6 se muestra los resultados de la distribución espacial de la recarga de agua subterránea para cada uno de los años estudiados en la zona de estudio. En general, los mayores valores de recarga se presentan en el volcán de San Salvador, y cordillera del Bálsamo, coincidiendo con PNUD (1972); Gil (2007); Barrera de Calderón (2010); Guevara Retana (2013); y MARN (2016). Mientras que la zona urbana refleja una notable reducción para todos los años. Los resultados también muestran la importancia de la ladera norte del volcán de San Salvador, no solo por su significativo aporte a la recarga de agua subterránea, sino porque puede considerarse como una ventana en el tiempo que muestra la evolución de las principales zonas de recarga en la subcuenca del río Acelhuate.

Los resultados del modelo SWB proveen una idea del impacto que ha ocasionado el avance del desarrollo del AMSS en la recarga de agua subterránea. Las diferencias de recarga entre la ladera norte (sin urbanización) y la ladera oriente y suroriental (con urbanización), en algunos puntos, pueden superar los 400 mm/año en años húmedos.



*Figura 4-6 Distribución espacial de la recarga potencial promedio anual de agua subterránea en mm, simulada mediante el SWB para los años 2012 al 2015 en el acuífero urbano de San Salvador, destacando la zona urbana y el sector El Espino en la ladera sureste del volcán de San Salvador.*

Adicionalmente, los resultados advierten sobre la afectación significativa que puede sufrir el acuífero si se sigue expandiendo el área urbana en las laderas sur y suroriente del volcán de San Salvador sin considerar su importancia hídrica, particularmente del sector de la finca El Espino y alrededores que figura como un espacio fuertemente presionado por el desarrollo urbano (MARN, 2017) y con significativa importancia en la sostenibilidad del acuífero para los pozos del AMSS (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a).

De similar importancia se vuelve la ladera norte del volcán de San Salvador, ya incluida en futuros proyectos urbanísticos del área de estudio, y en planes de desarrollo para esa zona. En este caso los ríos San Antonio y El Ángel, además de importantes manantiales del sector (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a), podrían mostrar descensos significativos en su caudal base debido a la disminución de la recarga de agua subterránea y consecuentemente del nivel potenciométrico en el acuífero.

La elevada importancia del acuífero de San Salvador ha motivado a distintos autores (PNUD, 1972; Servicio Hidrológico Nacional, 2005; MARN, 2016) a calcular su recarga de agua subterránea, por ser un parámetro directamente asociado con la disponibilidad de agua. Todos los estudios anteriores han calculado la recarga de agua subterránea a escala mensual, esta es la primera vez que se realiza un cálculo a nivel diario para un acuífero del país.

La Tabla 4-3 muestra los resultados de tres estudios en los cuales se determinó la recarga de agua subterránea: el PNUD (1972), calculó que la recarga de agua subterránea para cuatro años consecutivos, mediante la separación de hidrogramas, podía variar entre 169 y 221 mm/año (10.0 y 11.3% de la precipitación anual). Estos valores son los más bajos reportados en los estudios de la zona y presentan significativas diferencias con estudios posteriores. En su estudio, PNUD (1972) igualó la recarga de agua subterránea a la descarga sin tener en cuenta un flujo subterráneo más profundo, el cual puede ser significativo (Scanlon *et al.*, 2002).

Los estudios posteriores, fueron realizados mediante un Balance Hídrico de Suelos, a nivel mensual con datos multianuales. El Servicio Hidrológico Nacional (2005), determinó que la recarga de agua subterránea en promedio para un período de 30 años es de 319 mm/año; por

su parte, el MARN (2016), realizó un análisis similar para un período de 48 años, obteniendo una recarga promedio de 336 mm, la más elevada de los estudios comentados en este artículo.

En este estudio, la recarga resultó de 326-561 mm/año, mayor que en los estudios previos, posiblemente porque los períodos son distintos, se considera la variabilidad temporal y se toma en cuenta el aporte de lluvias intensas (Manna *et al.*, 2019), el cual no es considerado cuando se hacen determinaciones a escalas de tiempo menos frecuentes. Otro factor que pudo influir es la diferencia en la distribución de las texturas de suelo, las cuales fueron tomadas en este estudio a una escala de 1:50,000 mientras que en los estudios del Servicio Hidrológico Nacional (2005) y MARN (2016) la textura se estimó de un mapa a escala 1:100,000.

*Tabla 4-3 Componentes anuales del Balance Hídrico determinados en estudios realizados en la cuenca alta del río Acelhuate*

<b>P</b>	<b>R</b>	<b>ETR</b>	<b>Esc</b>	<b>Período de análisis</b>	<b>Fuente, método</b>
1673-1986	169-221	1171-1390	333-375	1967-1971	PNUD, 1972, Separación de hidrogramas
1717.9	319	881.2	517.57	1971-2001	Servicio Hidrológico Nacional, 2005, Balance de humedad del suelo mensual - multianual
1800	336		241.9	1965-2012	MARN, 2016*, Balance de humedad del suelo mensual - multianual
1627-2086	326-561	698-818	291-451	2012-2015	Este estudio**, Balance de humedad del suelo, diario - anual

\*Algunos términos del balance no fueron reportados por los autores. \*\* No se presenta el valor de intercepción y cambio de almacenamiento. P: Precipitación, R: recarga, ETR: evapotranspiración real, Esc.: Escorrentía superficial (valor medio).

De manera similar pueden compararse otros componentes del Balance Hídrico. La escorrentía superficial determinada mediante el SWB varía en un rango parecido al determinado por PNUD (1972) y MARN (2016), e inferior a lo reportado por Servicio Hidrológico Nacional (2005). Mientras que la evapotranspiración real de este estudio resultó menor, lo cual se asocia con el hecho de que estos autores no consideraron la interceptación como uno de sus componentes, dejando más agua disponible en el suelo, los cuales se integran en los cálculos a los procesos de evaporación y transpiración de las plantas (Thornthwaite, 1957; Thornthwaite y Mather, 1955; Allen, 2006).

#### 4.3.2 Estimación de la recarga de zonas no urbanas mediante el Balance de Masa de Cloruros (CMB)

La Tabla 4-4, presenta los datos y resultados de valores de recarga de agua subterránea estimados utilizando el método del CMB. Los resultados indican que la recarga varía con la precipitación y la concentración de cloruros en el agua subterránea (Berehanu *et al.*, 2017). La concentración de cloruros en lluvia resultó de 1.95 mg/L para la zona 1 y 1.72 mg/L para la zona 2.

Por su parte, Las muestras de agua subterránea registraron valores entre 2.6 mg/L y 9.27 mg/L de Cl<sup>-</sup> (Tabla 4-4), este aumento de la concentración de Cl<sup>-</sup> en las muestras analizadas, es un claro indicador de la pérdida de agua en los procesos de evapotranspiración (Ting *et al.*, 1998; Flint *et al.*, 2002; Lihe *et al.*, 2011). Para los dos períodos evaluados, la concentración de Cl<sup>-</sup> en el agua subterránea se incrementó entre 1.5 y 4.8 veces la concentración de entrada.



*Tabla 4-4 Recarga de agua subterránea en el acuífero de San Salvador determinada mediante el método del CMB, para muestras tomadas en los años 2009 y 2016*

ID	Fecha	Zona	P <sub>prom</sub> (mm. año <sup>-1</sup> )	Intercepción (mm. año <sup>-1</sup> )	Esco-rrentía (mm. año <sup>-1</sup> )	P <sub>efectiva</sub> (mm. año <sup>-1</sup> )	Cl <sub>precip</sub> (mg. L <sup>-1</sup> )	Cl <sub>gw</sub> (mg. L <sup>-1</sup> )	Recarga (mm. año <sup>-1</sup> )	Recarga promedio (mm. año <sup>-1</sup> )
<b>AÑO 2009</b>										
2	23/06/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	8.51	334.77	444.52
2	29/10/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	5.14	554.27	
3	08/09/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	9.27	307.33	343.59
3	24/11/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	7.50	379.86	
18	08/09/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	6.31	451.49	451.49
28	03/09/2009	2	1791.15	161.38	333.87	1,310.58	1.73	4.44	510.66	510.66
68	28/10/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	4.11	693.17	693.17
80	03/09/2009	2	1791.15	161.38	333.87	1,310.58	1.73	7.40	306.39	589.22
80	04/11/2009	2	1791.15	161.38	333.87	1,310.58	1.73	2.60	872.04	
105	24/11/2009	1	2090.71	171.23	458.49	1,460.99	1.95	9.10	313.07	313.07
111	15/07/2009	2	1791.15	161.38	333.87	1,310.58	1.73	6.30	359.89	359.89
									Recarga promedio	<b>463.20</b>
									Máximo	<b>693.17</b>
									Mínimo	<b>313.07</b>
<b>AÑO 2016</b>										
2	29/11/2016	1	1905.20	156.04	417.81	1,331.35	1.95	3.47	748.17	748.17
7	11/11/2016	2	1877.00	169.12	349.87	1,373.40	1.73	2.98	797.31	797.31
31	10/11/2016	1	1905.20	156.04	417.81	1,331.35	1.95	4.96	523.42	523.42
80	01/12/2016	2	1877.00	169.12	349.87	1,373.40	1.73	6.45	368.37	368.37
95	10/11/2016	1	1905.20	156.04	417.81	1,331.35	1.95	2.98	871.19	871.19
105	14/11/2016	1	1905.20	156.04	417.81	1,331.35	1.95	6.95	373.55	373.55
106	14/11/2016	1	1905.20	156.04	417.81	1,331.35	1.95	6.95	373.55	373.55
									Recarga promedio	<b>579.36</b>
									Máximo	<b>871.19</b>
									Mínimo	<b>368.37</b>

Cl<sub>precip</sub>: Concentración de cloruros en precipitación, Cl<sub>gw</sub>: concentración de cloruros en agua subterránea

Los valores de recarga para las muestras del año 2009 resultaron entre 313 mm/año y 693 mm/año; mientras que, para las muestras de agua subterránea tomadas en el año 2016, el CMB indicó recarga en el rango de 368 mm/año y 871 mm/año (Figura 4-7). Los mayores valores de recarga para ambos períodos se presentan en el sector sur de la cuenca (511 -871 mm/año), en los pozos localizados en las faldas del volcán de San Salvador y Cerro de San Jacinto. Mientras que, en los pozos del norte, la recarga varía entre 313 y 451 mm/año. En las faldas del cerro de San Jacinto, la recarga oscila entre 360 y 589 mm/año.

Aunque los puntos analizados en cada período no son los mismos, en general, los datos indican que la recarga de las zonas no urbanizadas en la parte alta de la cuenca podría estar variando entre 463 y 579 mm/año, 22.8% y 30.6% de la precipitación, respectivamente; mostrando consistencia con los resultados del SWB y generando mayor confianza en los datos obtenidos en este estudio.

Los resultados de recarga de agua subterránea obtenidos mediante el CMB en una región tropical son consistentes con otros estudios realizados utilizando este método en zonas similares. Demlie (2015) estimó la recarga de agua subterránea para el centro de Etiopía, obteniendo un 25% de la precipitación media anual. Y aunque el método es principalmente aplicado en regiones con clima árido y semiárido como lo indica una completa recopilación de estudios a nivel global realizado por Scanlon *et al.* (2006), los resultados parecen aceptables si se tiene el cuidado de cuantificar las variables que implican la estimación de la precipitación efectiva y la viabilidad de desestimar otras fuentes de ingreso de cloruros al sistema.

#### 4.4 Conclusiones

Los dos métodos utilizados para estimar la recarga directa por precipitación en la subcuenca alta del río Acelhuate (SWB 2.0 y CMB) indican que existe una fuerte variabilidad espacial y temporal de este aporte al acuífero. Mediante el uso del modelo SWB 2.0, fue posible evidenciar que la recarga media anual de la zona en un año seco puede ser de 326 mm/año, mientras que, en un año húmedo, este valor puede alcanzar 561 mm/año.

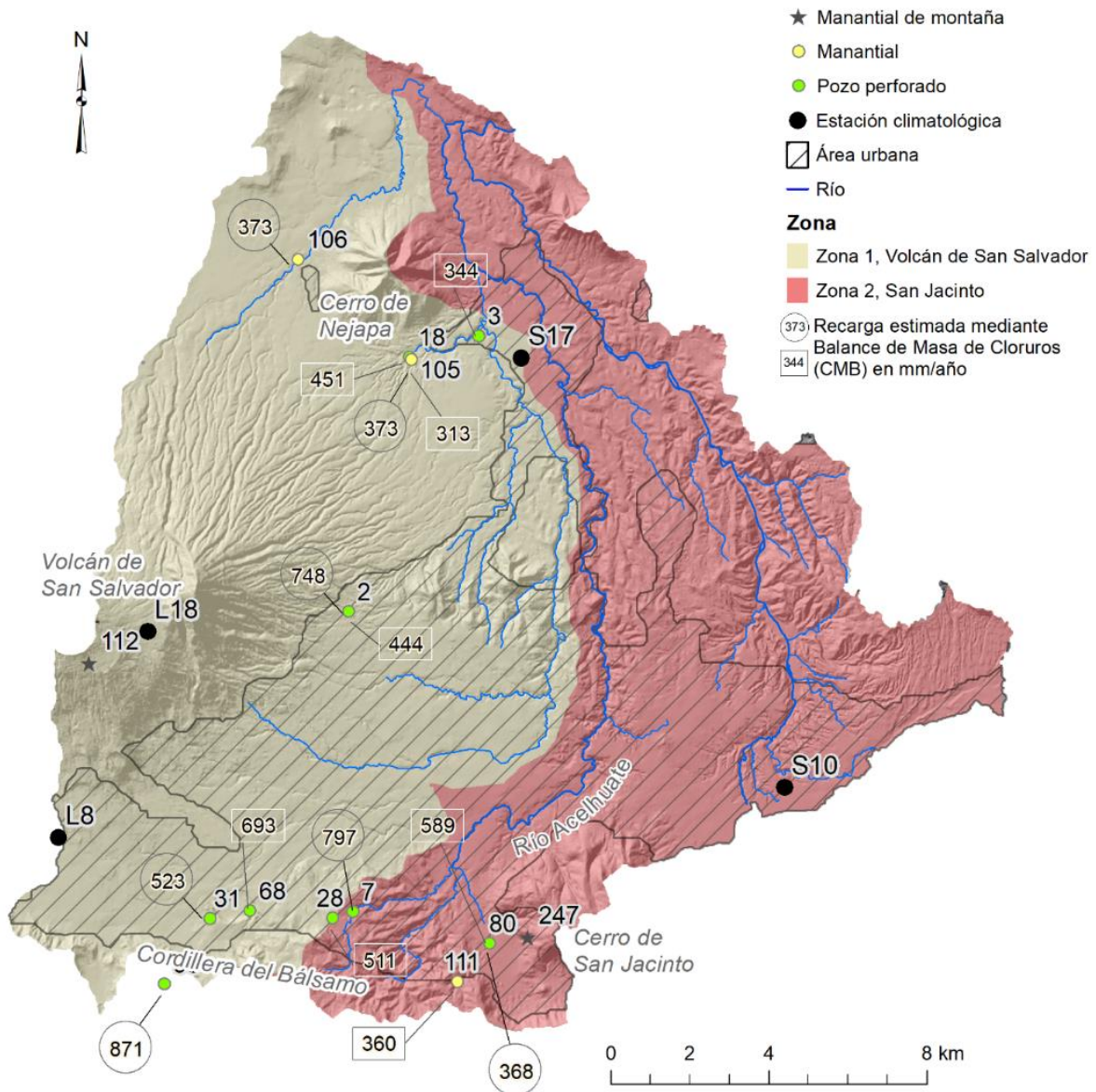


Figura 4-7 Recarga de la zona no urbana estimada mediante el CMB para el acuífero de San Salvador en muestras tomadas durante los años 2009 (rectángulos) y 2016 (círculos). Los valores asociados con línea al pozo o manantial indican la recarga en mm/año.

Por su parte, el CMB, que fue analizado para dos años con características climáticas húmedas similares indica que estos valores para la zona alta de la cuenca pueden oscilar entre 313 y 693 mm/año, mostrando consistencia en los resultados del SWB. Para ambos métodos la recarga de agua subterránea representa porcentajes con respecto a la precipitación anual, que varían entre 20% y 30%.

La intensidad y frecuencia de la lluvia son factores fundamentales para el proceso de recarga en esta subcuenca con clima húmedo. Mediante el modelo de lluvia diaria del SWB 2.0 fue posible visualizar que se requiere de una serie de eventos intensos y consecutivos de precipitación para que la humedad supere la zona radicular y pueda cuantificarse como recarga de agua subterránea.

Por su parte, la utilidad del CMB, para determinar la recarga de agua subterránea en una cuenca urbana con clima húmedo, ha sido demostrada en este estudio. Tres aspectos relevantes deben destacarse a partir de los resultados obtenidos: primero, el CMB es de bajo costo, versátil y de fácil aplicación, ya que puede utilizarse para estimar la recarga en las áreas sin un evidente impacto urbano, brindando importante información sobre los aportes de las zonas de recarga que suplen a los pozos aprovechados aguas abajo en el acuífero.

Segundo, el uso de este método requiere la estimación precisa de la precipitación efectiva, ya que la recarga está directamente relacionada con esta variable, ello destaca la necesidad de un monitoreo hidrológico apropiado o el uso de métodos hidrológicos alternativos, tal y como fue realizado en este estudio. Tercero, debe realizarse un cuidadoso análisis para la selección de los puntos de muestreo, un estricto seguimiento de los protocolos de muestreo y análisis, y la depuración de los resultados químicos a utilizar en el cálculo.

El aumento de la escala temporal en la estimación de la recarga de agua subterránea muestra la importancia de incorporar este tipo de métodos de estimación de los recursos para los procesos de planificación hídrica. La fuerte variabilidad temporal de la recarga deja claridad sobre una diferencia significativa en la estimación de los recursos que debe ser considerada.

En la subcuenca alta del río Acelhuate, las estimaciones previas de recarga media a escala mensual con datos climáticos multianuales, se encuentran cercanos al límite inferior determinado mediante el modelo diario. Sin embargo, no debe perderse de vista que el balance a nivel de cuenca no considera precisamente la recarga de las zonas de explotación más intensa, que para este acuífero se localizan en la parte alta, donde las zonas de recarga han experimentado una fuerte reducción debido a la expansión del ambiente urbano.

Adicionalmente, la variabilidad espacial de la recarga de agua subterránea es también de suma importancia, sobre todo para los procesos de ordenamiento territorial donde se deben definir y proteger las áreas de mayor recarga, de las cuales depende principalmente la renovación anual de agua disponible en el acuífero para los distintos usuarios en la subcuenca, además de la descarga a importantes manantiales que representan el caudal base de ríos como San Antonio y El Ángel y otros que son aprovechados en su totalidad para el abastecimiento de la población del AMSS.

## 4.5 Agradecimientos

Este trabajo fue financiado mediante una beca otorgada por la Organización de Estados Americanos (OEA). Los autores desean agradecer especialmente el apoyo recibido por el M.Sc. Stephen M. Westenbroek, hidrólogo del USGS en la División de Recursos Hídricos, Centro de Recursos del Agua de Wisconsin, por haber atendido nuestras consultas sobre el modelo SWB 2.0. Agradecemos, además, el valioso apoyo de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA), Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador, Universidad Autónoma del Estado de México, Universidad de El Salvador, CONACYT y COMECYT de México e Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE).

# Capítulo 5

## **Análisis espacial de la sostenibilidad de un acuífero urbano a través del Balance de Aguas y el Modelo Conceptual**

Analyzing Spatial Sustainability of an Urban Aquifer Through Water Balance and Conceptual Model

---

### **Marcia Barrera-de-Calderón**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130.

Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires del 30 de julio, Ciudad Universitaria, San Salvador, El Salvador. Email : marcia.barrera@ues.edu.sv

### **Jaime Garfias**

Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. Mexico, C.P. 50130. Email : jgarfiass@gmail.com

### **Richard Martel**

Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), Québec, QC G1K 9A9, Canada. Email: richard.martel@ete.inrs.ca

### **Javier Salas-García**

Facultad de ingeniería (FI-UAEM), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. México. México, C.P. 50130. Email : proyectos@javersalasg.com

## Resumen

El análisis de sostenibilidad de un sistema de agua subterránea requiere de un modelo conceptual que refleje de forma confiable, su funcionamiento y la cuantificación de los componentes de su balance hídrico, lo cual se vuelve particularmente retador en ambientes urbanos. Este estudio presenta el análisis espacial de sostenibilidad del acuífero de San Salvador, un típico acuífero urbano, que provee parte del suministro del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) en conjunto con tres sistemas de importación de agua. Para ello, se ha caracterizado el sistema hidrogeológico y sus sistemas de flujo, asimismo se ha identificado, depurado y cuantificado los componentes del balance de agua, definiendo las entradas, salidas y retornos al sistema, y se ha planteado la ecuación de balance hídrico del acuífero en función de estos componentes. Los resultados indican que el acuífero se encuentra en un “aparente estado de sostenibilidad” que es soportado por la recarga urbana, la cual representa millonarios costos anuales que podrían reducirse y reorientarse de forma cuidadosamente planificada para disminuir las extracciones en el acuífero y, por consiguiente, los efectos adversos en el sistema de agua subterránea y los sistemas de agua superficial dependientes de sus descargas. Adicionalmente, el desarrollo de las zonas del acuífero, que reflejan mayor disponibilidad de agua, debe tratarse con cautela, teniendo en consideración una potencial reducción de la descarga de agua subterránea que hasta hoy mantiene el flujo base en los únicos dos tramos de ríos que aún permanecen sin grandes afectaciones por descargas de aguas residuales, así como mantienen a los escasos ecosistemas hídricos que aún se conservan al interior del AMSS.

***Palabras clave:*** Balance de agua subterránea urbana, sostenibilidad de agua subterránea, modelo conceptual de agua subterránea, Gestión Integral de Recursos Hídricos (GIRH), acuífero de San Salvador

## Abstract

Sustainability analysis of a groundwater system requires a conceptual model that reliably reflects its behavior and quantification of the components of its water balance, which becomes particularly challenging in urban environments. This study presents the spatial analysis of the sustainability of the San Salvador aquifer, a typical urban aquifer, which provides part of the water supply of the San Salvador Metropolitan Area (AMSS) in conjunction with three water import systems. Thus, the hydrogeological system and its flow systems have been characterized, likewise the components of the water balance have been identified, refined and quantified, defining the inputs, outputs and returns to the system. At the same time, the water balance equation has been proposed. for the aquifer based on these components. The results indicate that the aquifer is in an "apparent state of sustainability" that is supported by urban recharge, which represents millionaire annual costs that could be reduced and reoriented in a carefully planned way to reduce withdrawals in the aquifer, and consequently the adverse effects on the groundwater system and surface water systems dependent on its discharges. Additionally, the development of the aquifer areas that reflect greater availability of water must be treated with caution, considering a potential reduction in the discharge of groundwater that until today maintains the base flow in the only two sections of rivers that still remain without large impacts due to wastewater discharges and maintain the scarce water dependent ecosystems that are still conserved within the AMSS.

**Keywords:** Urban Groundwater Balance, Groundwater Sustainability, Groundwater Conceptual Model, Integrated Water Resources Management (IWRM), San Salvador Aquifer.



## 5.1 Introducción

El agua subterránea es un recurso esencial para la vida y el desarrollo del planeta, posee gran importancia económica especialmente en áreas urbanas (Shrestha *et al.*, 2016; Stavridis *et al.*, 2017). En estos casos, uno de los problemas más significativos en los acuíferos es el descenso de la cantidad de agua subterránea (Aksever *et al.*, 2015) y la disminución de su calidad (Barrett *et al.*, 1999; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013), afectando el abastecimiento de los usuarios. Dentro de las causas de esta reducción de agua en calidad y cantidad se encuentra la disminución de las áreas de recarga de agua subterránea por el avance del urbanismo (Carlson *et al.*, 2011), variaciones en los patrones climáticos (Herbert y Döll, 2019), recarga urbana (Lerner, 1990, 2002; Garcia-Fresca y Sharp, 2005), así como extracciones no sostenibles (Schwartz *et al.*, 2020). Toda esta problemática destaca la alta necesidad de un mejor manejo del agua subterránea (Hassing *et al.*, 2009; Marlow *et al.*, 2013; Jakeman *et al.*, 2016).

En ese sentido, una de las grandes preocupaciones de los gestores del agua es el desarrollo sostenible de los recursos hídricos, que asegure el abastecimiento a los usuarios, y que, a su vez genere los menores impactos en la disponibilidad de agua en el acuífero (Custodio *et al.*, 2005; Alley, 2007; Bredehoeft y Alley, 2014; Yihdego y Waqar, 2017), sin afectar el abastecimiento futuro. Particularmente, cuando el nivel de explotación de un acuífero es elevado, se generan conflictos por los derechos de agua entre los usuarios (Izady *et al.*, 2014). Esta situación demanda adecuados planes de manejo del agua subterránea, que se fundamenten en una simulación confiable del comportamiento del sistema y que tome en cuenta los parámetros hidráulicos y geológicos del acuífero, esto se consigue, cuando es posible, a través de la modelación (Nastev *et al.*, 2005; Barazzuoli *et al.*, 2008) para lo cual es fundamental la construcción de un buen modelo conceptual (Anderson y Woessner, 1992; Barazzuoli *et al.*, 2008; Davis y Putnam, 2013).

Un modelo conceptual es definido por Konikow y Bredehoeft (1992) como una hipótesis del funcionamiento de un sistema o proceso. Así, Anderson y Woessner (1992), establecen tres pasos para la construcción de un modelo conceptual de agua subterránea: (1) definición de las unidades hidroestratigráficas; (2) elaboración del balance hídrico; y (3) definición del

sistema de flujo. Esto denota que elaborar un modelo conceptual no es asunto fácil (Bredehoeft, 2005) ni rápido; requiere un profundo análisis e interpretación de datos muchas veces desorganizados y limitadamente disponibles, especialmente en países en desarrollo (Izady *et al.*, 2014), que deben ser complementados a través de una fuerte colecta y verificación de información de campo (Konikow y Bredehoeft, 1992).

Las unidades hidroestratigráficas fueron definidas por Maxey (1964) como cuerpos rocosos, de considerable extensión lateral, que conforma un marco geológico para un sistema hidrológico razonablemente distintivo. Varios autores en diversas partes del planeta han concentrado sus esfuerzos en la definición de las unidades hidroestratigráficas de acuíferos particularmente importantes (Sanz *et al.*, 2009; Monreal *et al.*, 2011; Di Salvo *et al.*, 2012; Bajc *et al.*, 2014; Friedel, 2016), lo cual ha requerido de intenso trabajo de campo, combinado con un profundo conocimiento de la geología y el comportamiento del flujo en el sistema de agua subterránea.

Definir un sistema de flujo, puede requerir únicamente de datos hidrológicos físicos; sin embargo, es recomendable y usual, en la actualidad, el uso de datos hidrogeoquímicos, ya que robustecen al modelo conceptual (Anderson y Woessner, 1992; Prasanna *et al.*, 2010; Sappa *et al.*, 2012; Rman, 2016; Wang *et al.*, 2017). En tanto que, el balance hídrico es utilizado ampliamente para contabilizar el flujo y el cambio en el almacenamiento en varios sistemas hidrológicos, como ríos, lagos, cuencas hidrológicas, superficie del suelo y sistemas de agua subterránea (Alley *et al.*, 2005). Este balance es la base para el análisis de la sostenibilidad del agua subterránea (Wright y Xu, 2000; Mitchell *et al.*, 2003; Menció *et al.*, 2010; J. D. Bredehoeft y Alley, 2014; Aksever *et al.*, 2015; Touhami *et al.*, 2015) y un elemento clave para la definición de acciones para su gestión sostenible.

Cuando un sistema de agua subterránea ha sido estudiado lo suficiente como para conocer su hidroestratigrafía, sistema de flujo y balance hídrico, es posible interpretar de forma conjunta la información y proponer un modelo conceptual del funcionamiento del sistema. (Anderson y Woessner, 1992; Izady *et al.*, 2014; Kpegli *et al.*, 2018) y, a la vez, analizar su sostenibilidad a través de su balance hídrico (Menció *et al.*, 2010; Aksever *et al.*, 2015). Este artículo, forma parte de una serie de publicaciones realizadas en torno al funcionamiento del

acuífero de San Salvador (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a, 2021b, 2022), un acuífero urbano fuertemente presionado por la expansión e interacción urbana y el aumento en las extracciones de agua subterránea sin un fundamentado conocimiento sobre su perspectiva de sostenibilidad. Así, el objetivo principal de este artículo es realizar un análisis de la sostenibilidad del acuífero a partir de su balance hídrico y su modelo conceptual para el período de análisis de los años 2012 al 2015.

### 5.1.1 Descripción del área de estudio

La subcuenca alta del río Acelhuate cubre un área de aproximadamente 362 km<sup>2</sup>, donde se localiza el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), cuya población al año 2014 se estimaba en 1.6 millones de habitantes (COAMSS - OPAMSS, 2013). En el AMSS, la demanda de agua se satisface a partir de cuatro principales fuentes de agua, de las cuales, tres tienen influencia directa en el acuífero. Según Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a), al año 2015, aproximadamente el 41% de este abastecimiento de agua (sin contar a los pozos privados) fue producido en el acuífero de San Salvador, sobre el cual se asienta la ciudad; el resto se importa de otras subcuencas (Figura 5-1). Esta significativa cantidad de agua importada que circula en el sistema de distribución de agua potable y alcantarillado del AMSS, ha alterado la química natural del acuífero, indicando que la recarga urbana está presente (Cunningham *et al.*, 1984; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b), lo cual es concordante con el 49.1% de agua no facturada reportada por la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) (ANDA, 2016a).

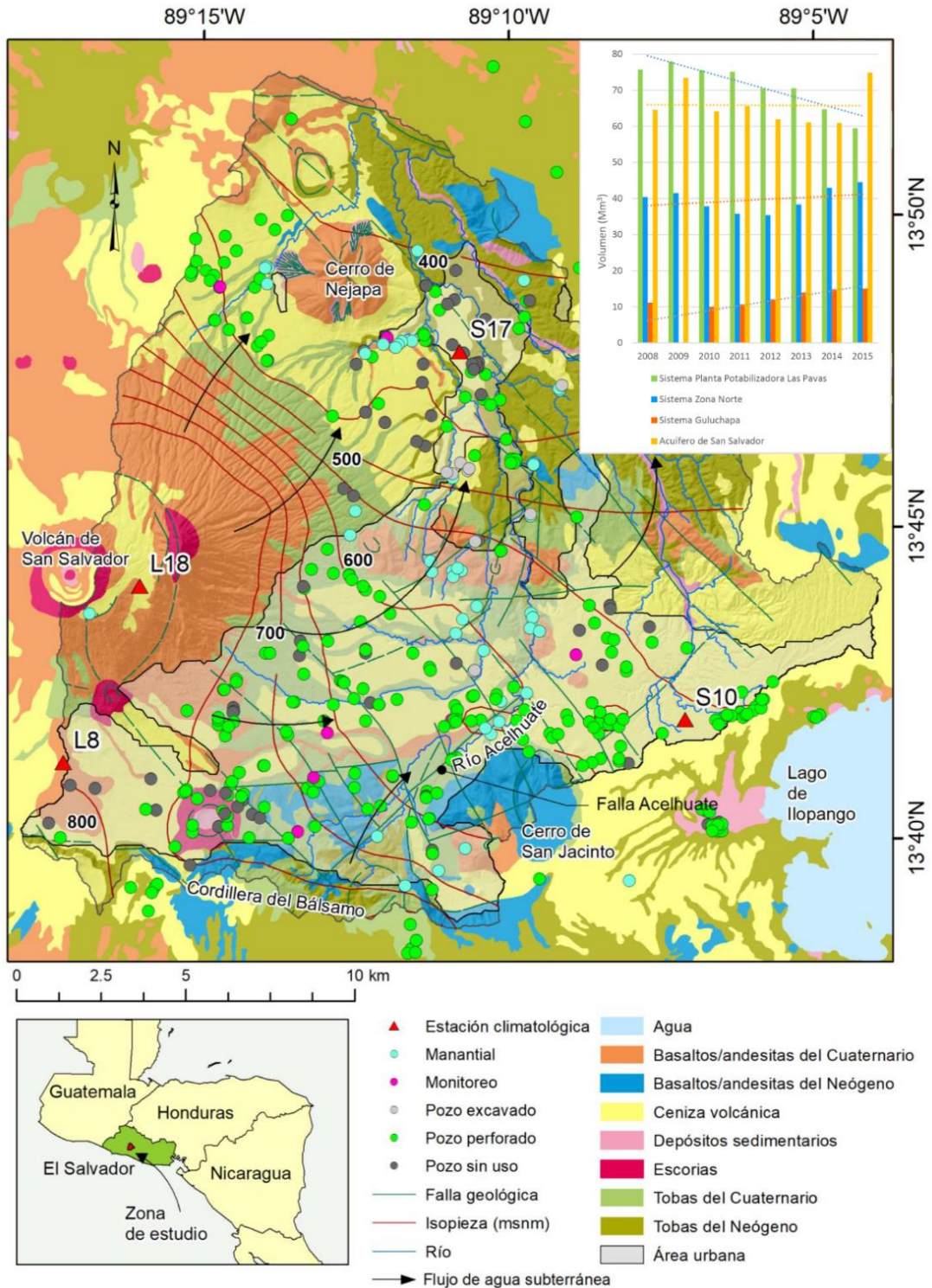


Figura 5-1 Ubicación de la zona de estudio mostrando la geología superficial simplificada, dirección de flujo preferencial y piezometría, así como la distribución de pozos y manantiales y el aporte de los sistemas de producción de agua la ANDA (no incluye otros usuarios)

La geología de la zona es de origen volcánico reciente, consiste de tres formaciones originadas entre el neógeno y el cuaternario: Bálamo, Cuscatlán y San Salvador (Williams y Meyer-Abich, 1955; Meyer-Abich, 1960; Weyl, 1961; Weber *et al.*, 1974; Reynolds, 1980; Lexa *et al.*, 2012) (Figura 5-1. En estos estratos, el agua subterránea circula a través de materiales fracturados (lavas basálticas y andesíticas), con un fuerte dominio del flujo debido a las fallas geológicas, que actúan como conductos y barreras de flujo (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a). En estos materiales la conductividad hidráulica puede variar entre 1 y  $10^3$  m/d. Mientras que en los materiales porosos, tobas con distinto grado de consolidación, la conductividad es menor, variando entre  $10^{-2}$  y 1 m/d, en estos materiales las fallas no han mostrado influencia en el flujo de agua subterránea (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a).

El clima de la zona es tropical, posee una precipitación promedio anual que varía entre 1,731 a 2,141 mm/año. La temperatura media anual oscila entre 16.3 °C y 23.4 °C. De acuerdo a MARN y OPAMSS (2012), la zona de estudio es predominantemente urbana, comercial e industrial (41.65%), aunque una importante cantidad de café y bosques siempre verdes están presentes principalmente en las zonas más altas de la cuenca (22.24%), mientras que en la parte baja, se presentan granos básicos y cultivos asociados (18.46%), frutales y monocultivos (13%), el resto es utilizado por vegetación herbácea, playas, y zonas de extracción de arena.

En adición a lo anterior, la textura del suelo en la zona es predominantemente franca; lo cual favorece la infiltración. Conforme a Rico *et al.* (1965), el 63% posee materiales franco arenosos, coincidiendo con las zonas altas y vegetadas, así como con gran parte de la zona urbana; el 19% corresponde a materiales francos, al pie del volcán de San Salvador y al norte de la zona de estudio, el 13% son materiales franco limosos, localizados al norte de la zona de estudio, en tanto que el 5% restante son materiales de menor permeabilidad, que aparecen cubriendo accidentes geográficos como el cerro de Nejapa (al Norte) y las faldas del cerro de San Jacinto (al Sur).

## 5.2 Metodología

### 5.2.1 Balance hídrico en el acuífero de San Salvador

El balance hídrico tiene su fundamento en la ley de conservación de la masa (Scanlon *et al.*, 2002). Consiste en la contabilización de las entradas y salidas, cuya diferencia iguala el cambio en el almacenamiento de un sistema hidrológico, como por ejemplo, un acuífero, para un período de tiempo determinado (Wright y Xu, 2000; Mitchell *et al.*, 2003; Alley *et al.*, 2005). En su forma más básica, puede expresarse como:

$$\sum Q_{in} - \sum Q_{out} = \Delta V \quad (5-1)$$

Donde  $Q_{in}$  corresponde a la suma de todas las entradas,  $Q_{out}$ , representa las salidas y  $\Delta V$ , es el cambio en el almacenamiento del sistema hidrológico analizado, todos los términos están en unidades de volumen sobre tiempo ( $L^3/T$ ). En esta ecuación, dependiendo de la condición del sistema pueden incluirse los componentes naturales y artificiales. Así, en condiciones naturales, para un período de análisis lo suficientemente largo, bajo condiciones de equilibrio, las entradas promedio igualan a las salidas promedio, significando que el cambio en el almacenamiento del acuífero es nulo (Wright y Xu, 2000; Alley *et al.*, 2005; Menció *et al.*, 2010).

Sin embargo, en acuíferos afectados por la actividad humana, esta condición no siempre se cumple, ya que el sistema está sujeto a la influencia de intervenciones antropogénicas que modifican su estado natural (Alley *et al.*, 2005), por ejemplo, las extracciones por bombeo típicas en acuíferos urbanos. Según Theis (1940), el agua extraída del acuífero debe provenir ya sea, de un descenso en el almacenamiento del acuífero, una reducción en las descargas previas al desarrollo del acuífero, un incremento en la recarga o una combinación de ellas.

$$\begin{aligned} \text{Bombeo} = & \text{Aumento en la recarga} + \text{Agua removida del almacenamiento} + \\ & \text{Descenso en la descarga} \end{aligned} \quad (5-2)$$

En la Ecuación 5-2, de acuerdo a Theis (1940), la suma del aumento en la recarga y la disminución en la descarga se conoce como captura. Luego de que las extracciones artificiales en el acuífero inician, su carga hidráulica se reduce y continúa reduciéndose hasta que como una opción de manejo sustentable esta diferencia puede compensarse con la captura. Eventualmente, el sistema alcanza un nuevo equilibrio (Bredehoeft y Alley, 2014).

Así, para un sistema urbano que ha alcanzado una nueva condición de equilibrio, la ecuación de balance hídrico puede reescribirse como:

$$Q_{in} = Q_{out} \quad (5-3)$$

$$R_n + R_u + Q_{in-sub} = S_n + B + Q_{out-sub} \quad (5-4)$$

Donde  $R_n$ , es la recarga natural por precipitación;  $R_u$ , es la recarga urbana procedente de las actividades humanas desarrolladas en la zona de estudio, por ejemplo, fugas en los sistemas de alcantarillado y agua potable;  $Q_{in-sub}$ , representa los flujos de entrada subterráneos en el acuífero, ya sea entradas laterales o filtraciones verticales, las cuales son nulas para el acuífero de San Salvador;  $S_n$ , representa a las salidas naturales del sistema, que incluye descargas a manantiales y flujo base de ríos;  $B$ , corresponde a las extracciones por bombeo en el acuífero; mientras que  $Q_{out-sub}$ , son las salidas subterráneas laterales o verticales a otros acuíferos o cuencas.

### 5.2.2 Estimación de los componentes de la Recarga Urbana

En un acuífero urbano como el de San Salvador, cuyo aprovechamiento, a través de pozos y manantiales, es complementado con agua importada para suplir la demanda de agua de la ciudad a los diversos usuarios (Schirmer *et al.*, 2013), se hace necesario replantear la ecuación de Balance Hídrico (Wakode *et al.*, 2018). En consecuencia, partiendo de los términos que conforman las salidas del sistema de agua subterránea en la Ecuación 5-4, puede subdividirse las salidas naturales ( $S_n$ ) en: (a) Descargas naturales a ríos y manantiales que integran el caudal base del río ( $Q_b$ ); y (b) Descargas naturales en manantiales aprovechados para suplir la demanda de agua de la ciudad y que no contribuyen directamente al caudal base

del río ( $M_A$ ). Estos a su vez, pueden subdividirse en manantiales cuyo aprovechamiento se incorpora a la red pública de distribución de agua ( $M_{RP}$ ) y manantiales de otros usuarios ( $M_{OU}$ ), cuyo aprovechamiento es local, ya sea para actividades industriales o pequeños sistemas de distribución de agua administrados por juntas de vecinos.

$$S_n = Q_b + M_A \quad (5-5)$$

$$S_n = Q_b + M_{RP} + M_{OU} \quad (5-6)$$

De manera similar, es posible subdividir el bombeo en dos subcomponentes: (a) Pozos aprovechados en el acuífero en estudio, que son inyectados a la red de distribución de agua de la ciudad ( $P_{RP}$ ); y (b) Pozos aprovechados por otros usuarios ( $P_{OU}$ ), para actividades industriales, comerciales, servicios o pequeñas redes de suministro de agua, manejados de forma similar a los  $M_{OU}$ .

$$B = P_{RP} + P_{OU} \quad (5-7)$$

Si se retoma las ecuaciones 5-6 y 5-7 y la Ecuación 5-3, las salidas (en unidades de  $L^3/T$ ) del sistema de agua subterránea pueden escribirse como:

$$Q_{out} = Q_b + M_{RP} + M_{OU} + P_{RP} + P_{OU} + Q_{out-sub} \quad (5-8)$$

Agrupando términos en la Ecuación 5-8, es posible distinguir dos tipos de aprovechamiento de agua en la ciudad: (a) Aprovechamiento de la red pública de agua, la cual está sujeta a la presencia de pérdidas comerciales y físicas significativas debido a factores como la magnitud de la red, la falta de equipos de control de eficiencia de sistemas de agua, la escasez de recursos y agilidad para atención a fugas, entre otros; y (b) Aprovechamiento de otros usuarios, cuyo consumo es local, por ejemplo, industrias, comercios o pequeñas zonas habitacionales donde las pérdidas físicas y comerciales pueden considerarse insignificantes comparadas a las primeras debido a que los controles son locales y, por lo tanto, más fáciles de identificar y superar. En ambos casos, la generación de aguas residuales está presente.

$$Q_{out} = Q_b + (M_{RP} + P_{RP}) + (M_{OU} + P_{OU}) + Q_{out-sub} \quad (5-9)$$

$$Q_{out} = Q_b + A_{RP} + A_{OU} + Q_{out-sub} \quad (5-10)$$



Donde,  $A_{RP}$  es la suma del bombeo y caudales de manantiales aprovechados en el acuífero para la en la red pública de agua; mientras que  $A_{OU}$ , es el aprovechamiento de pozos y manantiales extraídos del acuífero y utilizados por otros usuarios del acuífero en sus actividades domésticas, productivas y de servicio. Ambos aprovechamientos tienen dos subcomponentes: (a) El consumo sin retorno o uso consuntivo, que corresponde al agua evaporada, transpirada, incorporada en productos o cultivos, consumida por las personas o el ganado u otras remociones de un ambiente inmediato de agua (Shaffer y Runkle, 2007); y (b) Las aguas residuales, que corresponden al volumen de agua que retorna al sistema hidrológico, con una calidad modificada debido a los usos a que ha estado sujeta.

Esta agua es retornada a los ríos desde los puntos de consumo por medio de colectores de agua residual de forma directa o posterior a su depuración en plantas de tratamiento de aguas residuales que luego la descargan a ríos (Horn *et al.*, 2008). De esta forma la Ecuación 5-10 representa las salidas en el acuífero en función de su destino. El otro término de la Ecuación 5-3 corresponde a las entradas al sistema de agua subterránea, las cuales pueden escribirse como:

$$Q_{in} = R_n + R_u + Q_{in-sub} \quad (5-11)$$

Lerner (2002) define a la recarga urbana como aquella que proviene de las fugas en las redes de abastecimiento de agua potable, alcantarillado de aguas negras y aguas lluvias. Al respecto, varios autores coinciden en la complejidad de su determinación (Lerner, 2002; Garcia-Fresca y Sharp, 2005; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013; Schirmer *et al.*, 2013) y se identifica como la más significativa en términos cuantitativos a la recarga urbana proveniente de la red de abastecimiento de agua potable, mientras que en términos cualitativos, la que más impacto puede ocasionar es la recarga proveniente de las fugas en los sistemas de alcantarillado sanitario (McGrane, 2016).

Para la zona de estudio, la recarga urbana se incorporó en el balance hídrico como la correspondiente a las pérdidas físicas de la red de agua potable. Las pérdidas físicas constituyen una porción del agua no facturada en el ámbito de la gestión de sistemas de agua

potable, el resto se contabiliza como pérdidas comerciales y consumo autorizado sin cobro (Kingdom *et al.*, 2006). Para el caso del AMSS, el sistema de abastecimiento público de agua está integrado por el agua importada y el aprovechamiento del acuífero de San Salvador a través del bombeo en los pozos y manantiales localizados en la zona de estudio, por lo tanto:

$$Q_{RP} = A_{RP} + AI \quad (5-12)$$

En la Ecuación 5-12,  $AI$ , corresponde al caudal de agua importada. Mientras que  $Q_{RP}$  es el caudal total que ingresa a la red pública de agua conformado por el aprovechamiento del acuífero para la red pública y el agua importada. De este caudal, una porción corresponde al agua no facturada ( $A_{NF}$ ), la que, a su vez, se divide en pérdidas físicas contabilizadas como recarga urbana ( $R_u$ ) en este estudio y otras pérdidas ( $A_{OP}$ ), integradas por las pérdidas comerciales y el consumo autorizado no cobrado; el resto corresponde al agua facturada ( $A_F$ ).

$$Q_{RP} = A_{NF} + A_F \quad (5-13)$$

$$Q_{RP} = R_u + A_{OP} + A_F \quad (5-14)$$

Para obtener la recarga urbana, es necesario conocer primero, el porcentaje de pérdidas que tiene el sistema de agua potable, que puede definirse como el Factor de agua no facturada  $F_{ANF}$ ; el resto,  $(1 - F_{ANF})$ , corresponde al Factor de Agua facturada  $F_{AF}$ . Luego, del agua no facturada, debe deducirse el porcentaje de pérdidas físicas en la red pública de agua,  $F_{PF}$ .

Este factor de pérdidas físicas multiplicado por el factor de agua no facturada, corresponde al Factor de recarga urbana  $F_{RU}$ . El resto corresponde al porcentaje de otras pérdidas, definido acá como factor de otras pérdidas  $F_{OP}$ . La Ecuación 5-14 puede reescribirse entonces como:

$$Q_{RP} = F_{ANF}F_{PF}Q_{RP} + F_{ANF}(1 - F_{PF})Q_{RP} + (1 - F_{ANF})Q_{RP} \quad (5-15)$$

$$Q_{RP} = F_{RU}Q_{RP} + F_{OP}Q_{RP} + F_{AF}Q_{RP} \quad (5-16)$$

Puede definirse la Ecuación 5-16 como la Ecuación de entregas y pérdidas de agua en la red pública en unidades de  $L^3/T$ , donde  $F_{RU} + F_{OP} + F_{AF} = 100\%$ , y se encuentra en porcentaje. En el caudal total que conforma la red pública, tanto el agua facturada como el agua de otras pérdidas es entregada a los usuarios del sistema, por lo tanto, una parte de este caudal se convierte en consumo sin retorno (agua consuntiva) que sale del sistema, el resto del consumo es agua residual descargada al río Acelhuate, la cual se incorpora al flujo base aportado por la descarga del acuífero. Por otra parte, el aprovechamiento de otros usuarios ( $A_{OU}$ ), está integrado por el agua consuntiva de  $A_{OU}$  y el retorno de aguas residuales al sistema hídrico superficial, que a su vez se adiciona al flujo base del río Acelhuate.

Conforme a Fröhlich *et al.* (1994), el flujo base puede considerarse como la salida principal de un reservorio de agua subterránea, el cual alimenta a los ríos en períodos sin lluvia. Si se cuenta con un registro de caudales medios mensuales en el río a la salida de la cuenca de estudio ( $Q_{rio}$ ), que permita deducir el caudal base ( $Q_b$ ) sin y con el efecto del caudal de aguas residuales ( $Q_{ar}$ ), es posible utilizar dicho registro como parámetro de comparación de los resultados del Balance Hídrico en un acuífero urbano.

$$Q_{rio} = Q_b + Q_{ar} \quad (5-17)$$

### 5.2.3 Construcción del modelo conceptual del acuífero de San Salvador

El desarrollo de un modelo conceptual requiere una rigurosa incorporación de gran cantidad de información procedente de fuentes diversas (Izady *et al.*, 2014), tales como informes, investigaciones y mediciones puntuales en el acuífero. Dada la invisibilidad del acuífero, como punto de partida se tiene mediciones puntuales de niveles, flujos o interpretaciones de características geológicas o geofísicas, entre otros, que son interpoladas o extrapoladas, según sea el caso, para presentar una probable concepción del comportamiento hidrogeológico de un acuífero (Rojas *et al.*, 2008) y de su estado cuantitativo. Según estos autores, se está sujeto a sesgos, errores o interpretaciones incompletas, que podrían mejorar conforme se avance en el entendimiento de un sistema hidrogeológico.

Para construir el modelo conceptual del acuífero de San Salvador, la distribución de las unidades hidroestratigráficas y la influencia de la geología estructural en el flujo de agua subterránea fueron retomadas a partir de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a). Los flujos preferenciales de agua subterránea y el impacto del urbanismo en la recarga de agua ingresando al sistema fue retomado del trabajo realizado por Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b), por su parte las variables del ciclo hidrológico interactuando con el sistema de agua subterránea se retomó a partir de Barrera-de-Calderón *et al.* (2022). Complementariamente, se recopiló información para definir las entradas adicionales y salidas del sistema de agua subterránea para construir el balance hídrico del acuífero e incluirlo en el modelo conceptual.

## 5.3 Resultados y discusión

### 5.3.1 Recarga Natural de Agua Subterránea

Varios esfuerzos se han realizado para la cuantificación de la recarga de agua subterránea en el acuífero de San Salvador. Los valores oscilan entre 70.67 y 203.5 Mm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>. Los menores valores se obtuvieron con el método de Separación de Hidrogramas (PNUD, 1972), valores intermedios entre 115.61 y 121.77 Mm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup> han sido calculados con Balances de Humedad de Suelos a escala mensual en una base multianual (Servicio Hidrológico Nacional, 2005; MARN, 2016), mientras que un Balance de Humedad de Suelo a escala diaria proporcionó valores entre 118.3 y 203.5 Mm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup> (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2022).

Para un balance hídrico como el del acuífero de San Salvador, es importante considerar la variabilidad temporal de la recarga (Scanlon *et al.*, 2002; Dripps y Bradbury, 2009; Manna *et al.*, 2019), retomando tanto los valores extremos como el valor medio. Por ello, en este estudio se adoptó los resultados obtenidos por Barrera-de-Calderón *et al.* (2022) para los años 2012-2015. Dentro de sus análisis, los autores consideraron la variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea, tomando en cuenta el aporte de lluvias intensas (Manna *et al.*, 2019) y las condiciones de humedad antecedente, esta recarga generalmente es subestimada cuando se determina a escalas temporales mensuales o mayores (Rushton y Ward, 1979; Westenbroek *et al.*, 2010; Westenbroek *et al.*, 2018).

### 5.3.2 Análisis del estado de equilibrio en el acuífero de San Salvador

Un registro de ocho años en la producción de cinco de los principales manantiales localizados en el acuífero de San Salvador, muestra que las descargas del sistema responden estacionalmente a la precipitación, con desfases que no reflejan un comportamiento cíclico en la respuesta entre ellos. Esto puede estar relacionado a la variabilidad de la precipitación de la zona, así como al tiempo de tránsito del agua subterránea en cada manantial (Figura 5-2b).

En general los datos de caudal mensual de los manantiales reflejan una tendencia que puede considerarse estable, partiendo de que, aunque las líneas de tendencia indican ligeros ascensos o descensos, los coeficientes de determinación de las regresiones lineales en las series temporales resultan inferiores a 0.285, por lo tanto, es posible asumir que el efecto de la variabilidad de la descarga del acuífero es insignificante.

De manera similar, el reporte de niveles piezométricos en pozos de monitoreo equipados con Data Loggers Ecolog 500 distribuidos en la subcuenca, cuyo registro varía entre 5 y 10 años, muestra que en los pozos localizados en el acuífero fracturado (1,2,3 y 4), el sistema de agua subterránea responde estacionalmente a la precipitación (Figura 5-3).

En tanto que el pozo 5 localizado en el acuífero poroso no refleja dicho efecto. Así, en los primeros, se reflejan máximos y mínimos para cada ciclo hidrológico anual. A su vez, la tendencia de esta respuesta estacional, para el período reportado, tiende a ser estable, mostrando descensos, pero también recuperación de los niveles en el acuífero. Lo cual confirma que el sistema presenta variabilidad en la recarga dependiente de la precipitación, coincidiendo con lo planteado por Barrera-de-Calderón *et al.* (2022).

Para todo el registro, puede observarse que en los pozos 1 y 4 de la Figura 5-3 se presentan las variaciones máximas, alcanzando hasta 6 m. En los pozos 2 y 3, las variaciones de nivel pueden reducirse hasta un orden de magnitud, sin embargo, puede observarse un comportamiento cíclico estable. La fuerte variabilidad del nivel en el pozo 3 obedece a la influencia de pozos de extracción cercanos, pese a ello, el efecto estacional es visible.

El pozo 5 es el único que refleja una recuperación de los niveles del acuífero. Esto puede estar relacionado a la salida de operación de algunos pozos de la zona durante y previo al registro y el traslado de importantes industrias hacia otros sectores de la ciudad, lo cual ha permitido esa recuperación local de la carga hidráulica en el sistema de agua subterránea. La hidrogeología de esta zona del acuífero requiere un estudio más detallado.

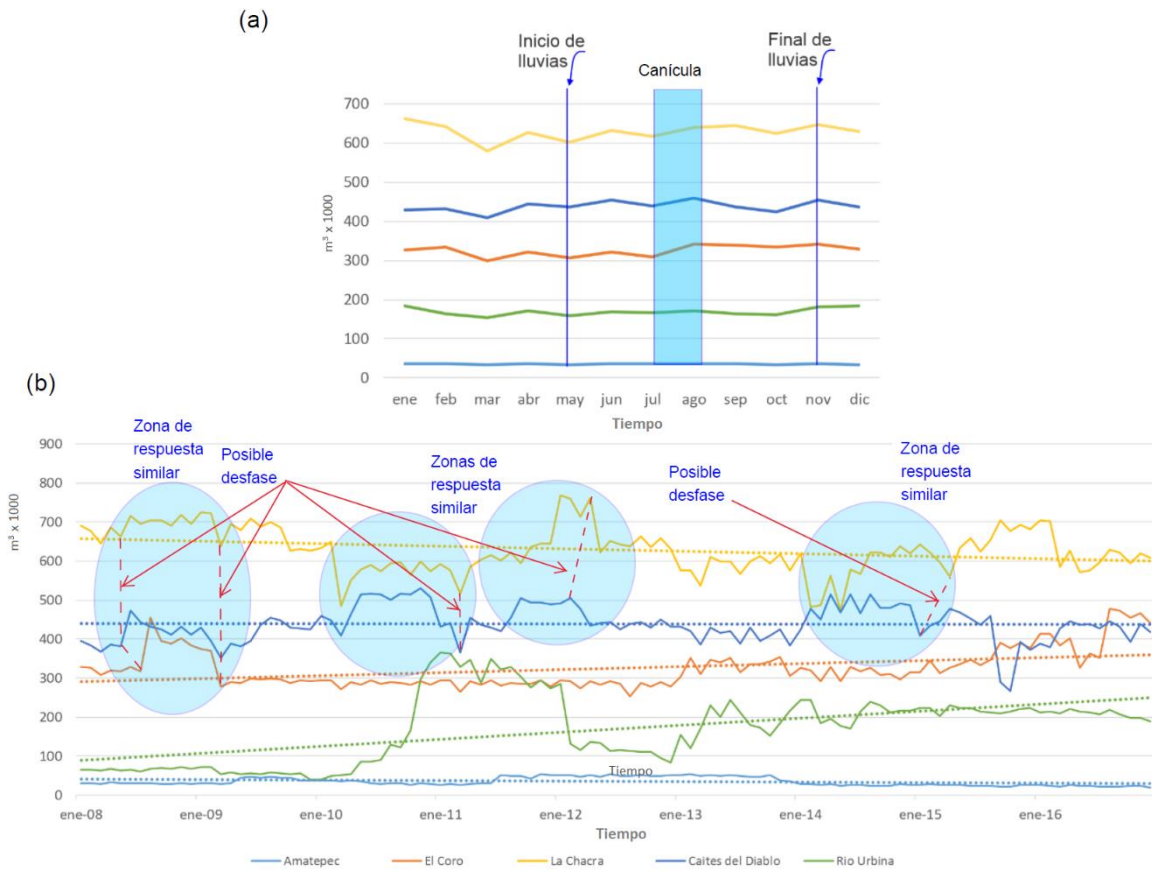


Figura 5-2 Producción mensual de manantiales de mayor descarga en el acuífero de San Salvador a) Promedios mensuales del período 2008 -2016; b) Registro mensual de descarga entre enero 2008 y diciembre 2016 (ANDA, 2017, 2016b, 2015, 2014, 2013, 2012, 2011, 2010, 2009). Las líneas continuas reflejan los valores medidos, y las discontinuas la recta de regresión lineal de cada serie temporal.

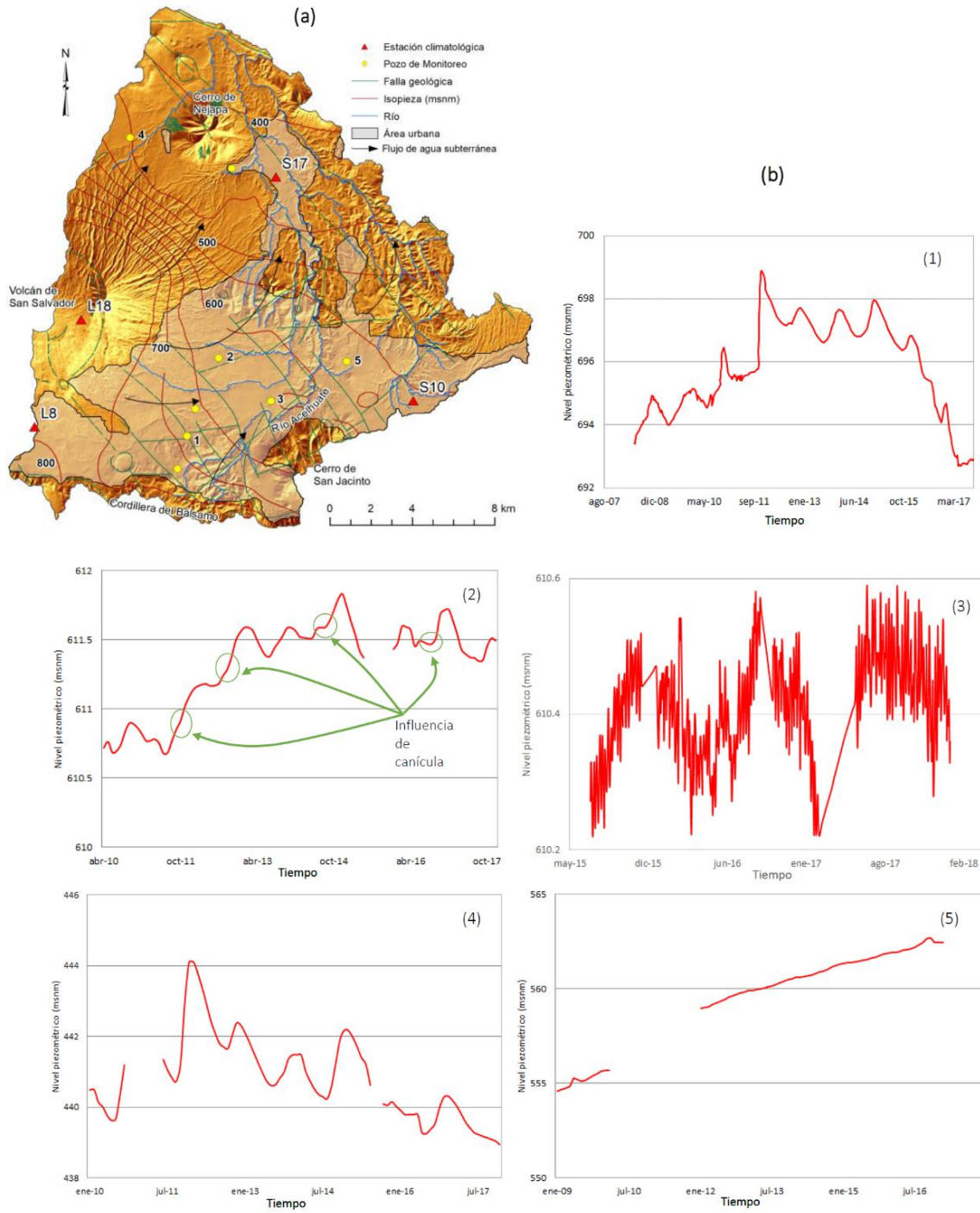


Figura 5-3 Nivel piezométrico en pozos de monitoreo al interior del acuífero de San Salvador entre los años 2007 y 2018.(a) Localización de pozos de monitoreo, (b) Variación del nivel piezométrico registrado en cada pozo.

A partir de este comportamiento, para efecto de cuantificación del Balance Hídrico del acuífero, es posible asumir que el sistema tiende al equilibrio. Bajo este escenario, en términos globales para el período analizado, la Ecuación 5-2, deja como fuente de suministro para las extracciones por bombeo, a la recarga urbana, lo cual confirma la identificación de dicha contribución al acuífero en el trabajo de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b).

### 5.3.3 Componentes de la recarga urbana de agua subterránea

Con el objeto de determinar la recarga urbana del acuífero, primeramente, fue necesario distinguir y cuantificar las fuentes de suministro que abastecen a la red pública de la ciudad, así como aquellos aprovechamientos de otros usuarios que no ingresan a la red. La red pública de abastecimiento de agua está integrada por un suministro local que consiste de un conjunto de pozos y manantiales administrados por la ANDA y tres sistemas de importación de agua: Guluchapa, Zona Norte y Las Pavas (Figura 5-1).

Los registros de producción de agua reportados por la ANDA en su Boletín Estadístico Anual (<https://www.anda.gob.sv/boletines-estadisticos/>) para los años 2012 – 2015 indican que, en promedio, un total de 120.58 Mm<sup>3</sup>/a de agua fueron importados para complementar el suministro de agua del AMSS. En adición, localmente se extrajo en promedio 64.71 Mm<sup>3</sup>/a de agua subterránea para el mismo período. Totalizando, según la Ecuación 5-12, el aprovechamiento de la red pública fue de 185.29 Mm<sup>3</sup>/a. De igual forma, la ANDA publica en el mismo boletín, el porcentaje de agua no facturada anual ( $F_{ANF}$ ). Así, para los años 2012-2015 el promedio de agua no facturada, fue de 48% (ANDA, 2016b, 2015, 2014, 2013) del abastecimiento público de la ciudad.

Esto incluye pérdidas físicas, comerciales y consumo autorizado sin cobro, del total reportado por la Administración. En el Balance Hídrico del acuífero es de interés, conocer qué porcentaje de esta agua no facturada se suma al balance como recarga urbana, el cual corresponde al factor de pérdidas físicas ( $F_{PF}$ ). Sin embargo, este dato no está disponible para el país. De acuerdo a Kingdom *et al.* (2006), el porcentaje de pérdidas físicas en países no desarrollados se estima como el 60.3% del agua no facturada, el resto, 39.7% corresponde a pérdidas comerciales y consumo autorizado no cobrado. En base a lo anterior y retomando la Ecuación 5-16, puede calcularse el caudal de recarga urbana aproximadamente como:



$$R_u = (0.48)(60.3) (185.29) = 53.63 \text{ Mm}^3/\text{a} \quad (5-18)$$

### 5.3.4 Cerrando el balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador

Desde el punto de vista práctico, el resto del agua no facturada es utilizada por los usuarios y se contabiliza junto al agua facturada ( $F_{OP}Q_{RP} + F_{AF}Q_{RP}$ ), sumando para el período de análisis un total de 131.66 Mm<sup>3</sup>/a. La Figura 5-4 muestra la distribución de los volúmenes de agua de acuerdo a su uso. En el AMSS, el 81.04% del agua es utilizada para abastecimiento poblacional en pozos propios y de la red pública de agua, en consecuencia, se ha adoptado un coeficiente de consumo sin retorno del 20% del caudal suministrado en la red pública, retomando valores sugeridos por Shaffer y Runkle (2007), los cuales coinciden con la normativa local (ANDA, 1997). Esta salida del sistema resulta en 26.33 Mm<sup>3</sup>/a; mientras que un caudal de 105.33 Mm<sup>3</sup>/a (el 80% restante) es descargado como agua residual al río Acelhuate e incorporado a su flujo.

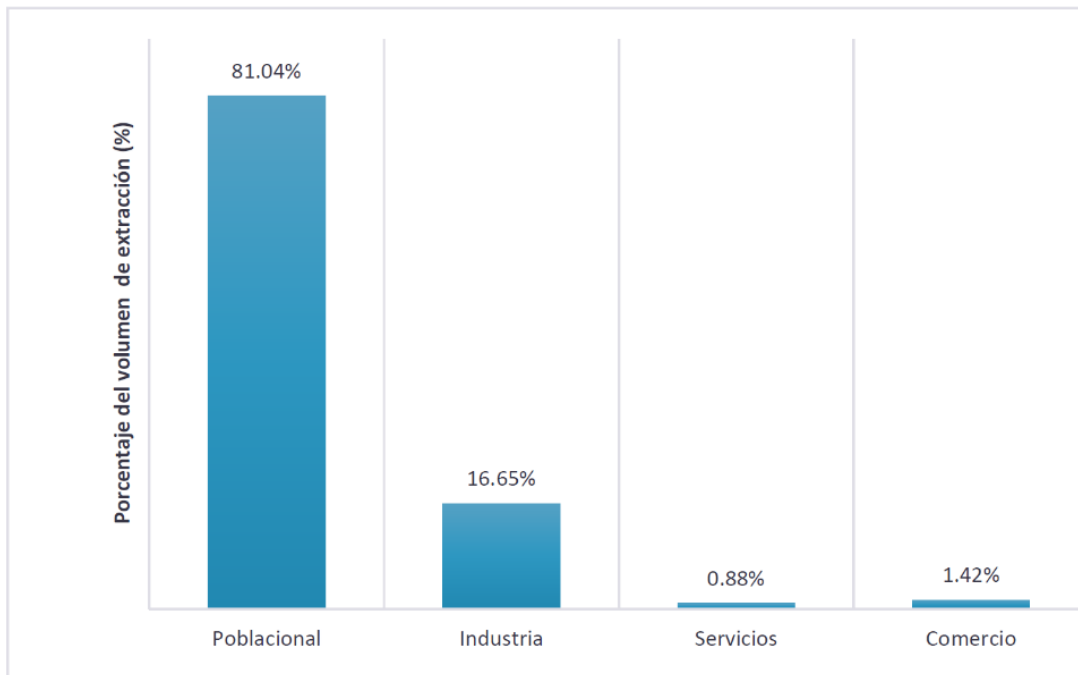


Figura 5-4 Distribución de los usos del agua en el AMSS en base al volumen utilizado

En adición, para contabilizar el aprovechamiento de otros usuarios, integrado por el bombeo de pozos y manantiales se depuró y actualizó la base de datos antigua compilada por instituciones públicas y mejorada a partir de estudios de la zona (Por ejemplo, PNUD, 1972; Servicio Hidrológico Nacional, 2005; Barrera de Calderón y Juárez, 2013; MARN, 2016; Barrera de Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a). Para ello, se ordenó la información, clasificó de acuerdo a su uso, identificó y eliminó pozos duplicados a partir de un análisis geoespacial y se visitó los puntos con información incierta para mantener o descartar el registro del pozo.

Cuando fue posible, la información de caudales de aprovechamiento se determinó a partir de bitácoras de extracción o macromedidores instalados a la salida de la fuente, informes operacionales anuales entregados al MARN e informes de perforación de pozos. En total, el aprovechamiento de otros usuarios suma 68.19 Mm<sup>3</sup>/a (26.9% del suministro total del AMSS y 51.3% de las extracciones totales), los cuales, en base a los datos colectados, son utilizados para abastecimiento de pequeñas comunidades, el comercio, la industria, así como servicios públicos y privados.

Este volumen de agua aprovechada no fue considerado como significativo en la recarga urbana, principalmente porque corresponde a pozos o manantiales cuyo control suele ser más estricto. Por ejemplo, pozos industriales, comerciales, y de abastecimiento a pequeñas comunidades; con personal específico asignado a su manejo, donde las fugas de agua se atienden de forma ágil, ya que representan elevados costos de electricidad sin beneficios para el administrador. Además, por las características de estos sistemas las conexiones ilegales prácticamente no existen. Sin embargo, siempre se tiene un retorno de aguas residuales descargadas al río Acelhuate, el cual, retomando los porcentajes asumidos para el aprovechamiento público, asciende a 54.55 Mm<sup>3</sup>/a, mientras que el consumo sin retorno se contabilizó en 13.64 Mm<sup>3</sup>/a.

### 5.3.5 Integración del flujo del río Acelhuate

El río Acelhuate es el cuerpo de agua superficial que colecta las aguas residuales y pluviales del AMSS, así como parte de las descargas del acuífero de San Salvador que constituyen su flujo base. Así, el flujo medio en época seca (noviembre – abril) que transita por este río fue calculado a partir de los registros de caudal medio mensual monitoreados por el MARN, este fue de  $7.41 \text{ m}^3/\text{s}$  para los períodos secos entre 2013-2015, donde se tenía el registro más completo. Si se deduce a este caudal, el valor de los caudales de agua residual anteriormente determinados y originados del aprovechamiento de la red pública, es posible obtener el valor medio aproximado de su caudal base para ese período, el cual representa un valor de  $2.34 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Si se compara la descarga de caudal base anteriormente determinada con el flujo base de época seca del río Acelhuate de  $2.93 \text{ m}^3/\text{s}$  para el período pre importación de agua a la cuenca (1967-1978), puede deducirse que en promedio el caudal base del río se redujo, aproximadamente un 20% durante 37 años. Este resultado parece razonable si se considera que una importante cantidad de pozos fueron perforados durante esos años, ya que la ciudad se expandió aproximadamente 281% durante los años 1975-2015 (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b).

### 5.3.6 Balance hídrico del acuífero de San Salvador

A partir de la integración y contabilización de los componentes del balance hídrico urbano utilizando las ecuaciones 5 a 16 para el acuífero de San Salvador (Figura 5-5), fue posible establecer tres escenarios para estimar la condición del acuífero en términos de su exceso o déficit (Tabla 5-1). De esta forma, considerando que la recarga natural por precipitación, es el componente del balance de agua subterránea que presenta mayor variabilidad, se evaluó las tres condiciones de recarga natural: (1) Recarga mínima de  $118.3 \text{ Mm}^3/\text{a}$ , (2) Recarga media de  $167.15 \text{ Mm}^3/\text{a}$  y (3) Recarga máxima de  $203.50 \text{ Mm}^3/\text{a}$ .

*Tabla 5-1 Balance de agua subterránea para el acuífero de San Salvador, considerando escenarios mínimo, medio y máximo de recarga natural por precipitación*

<b>Escenario</b>	<b>Recarga natural (Mm<sup>3</sup>/año)</b>	<b>Recarga urbana (Mm<sup>3</sup>/año)</b>	<b>Extracciones red pública de agua – otros usuarios (Mm<sup>3</sup>/año)</b>	<b>Flujo base río Acelhuate (Mm<sup>3</sup>/año)</b>	<b>Exceso (+) o déficit (-) de agua en el acuífero (Mm<sup>3</sup>/año)</b>
<b>Recarga mínima</b>	118.30	53.62	132.90	73.81	-34.79
<b>Recarga media</b>	167.30	53.62	132.90	73.81	14.21
<b>Recarga máxima</b>	203.50	53.62	132.90	73.81	50.41

El resto de componentes se consideraron constantes: la recarga urbana fue cuantificada anteriormente en 53.63 Mm<sup>3</sup>/a. Por su parte las extracciones del acuífero totalizaron 132.90 Mm<sup>3</sup>/a, integradas por el aprovechamiento de agua mediante pozos y manantiales para el abastecimiento de la red pública de la ciudad, que sumó 64.71 Mm<sup>3</sup>/a, y los pozos y manantiales que representan el aprovechamiento de otros usuarios con distribución localizada, los cuales totalizaron 68.19 Mm<sup>3</sup>/a. Además, se incorporó el flujo base del río Acelhuate, estimado en 73.81 Mm<sup>3</sup>/a, considerando la importancia de esta salida del acuífero en términos ambientales dentro del enfoque de sostenibilidad (Wright y Xu, 2000; Alley y Leake, 2004).

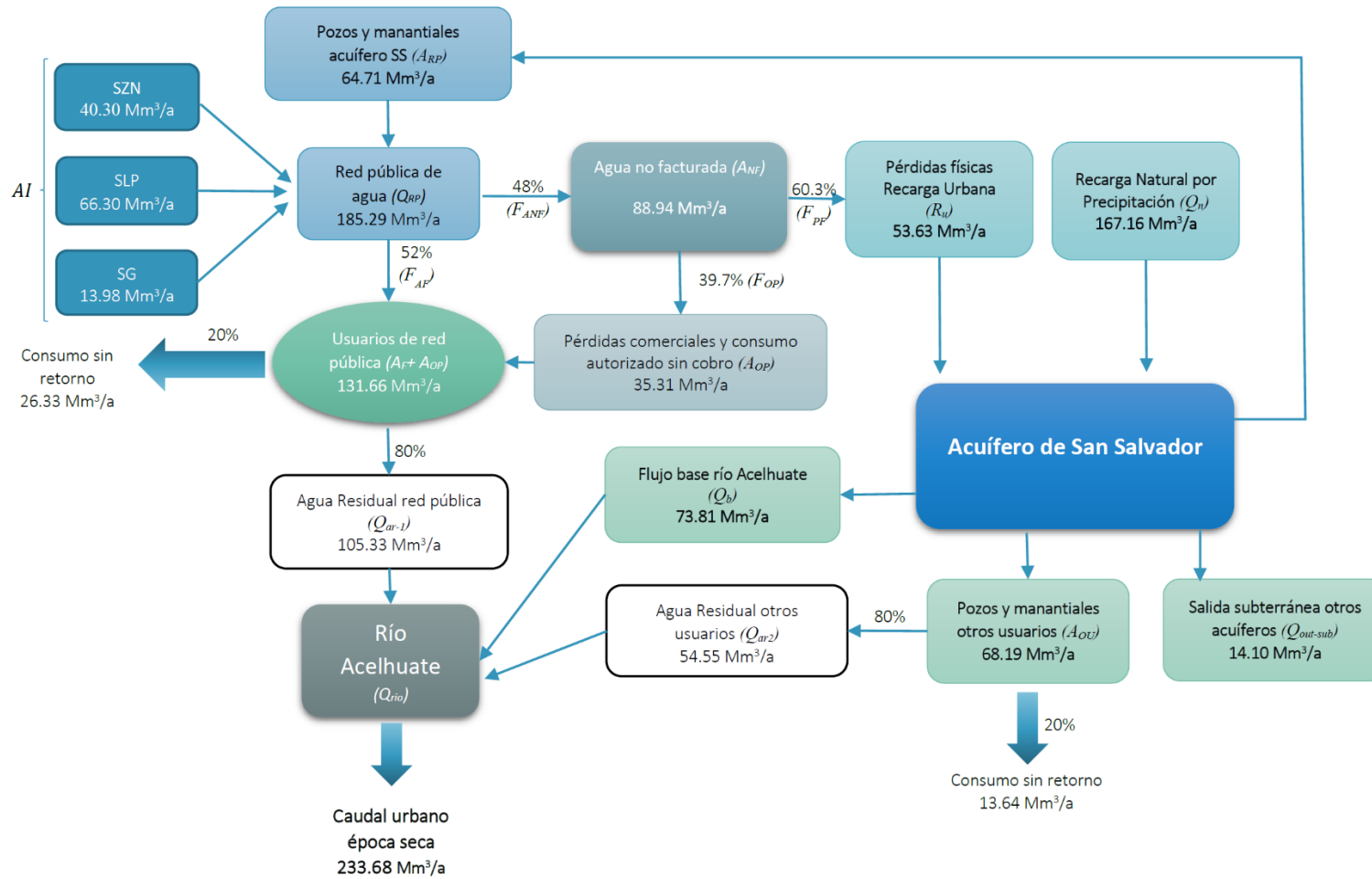


Figura 5-5 Balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador

Los resultados indican que el acuífero puede presentar un déficit hasta de 34.79 Mm<sup>3</sup>/a frente a una condición de recarga mínima, la cual se presenta en años secos, mientras que, para años húmedos, podría llegar a alcanzarse un exceso de hasta 50.41 Mm<sup>3</sup>/a. Estos datos son consistentes con el comportamiento del acuífero reflejado en la variación del nivel piezométrico en los pozos de monitoreo 1 al 4 (Figura 5-3), donde se reflejan esas caídas y ascensos de niveles como respuesta del acuífero a la variabilidad de la recarga anual.

En base a estos resultados y a la Ecuación 5-2 es posible identificar que, en períodos cortos de tiempo, para años secos consecutivos, los niveles tenderán a descender también consecutivamente, sosteniéndose de forma temporal el bombeo a partir del almacenamiento del acuífero. Sin embargo, para períodos de años húmedos, los niveles ascienden, supliendo las tasas de bombeo, a partir del aumento en la recarga, sosteniéndose el bombeo a partir de la captura y alcanzando el equilibrio.

Sumado a lo anterior, estos resultados, permiten destacar dos aspectos fundamentales para la sostenibilidad del acuífero de San Salvador: la primera corresponde a la fuerte dependencia que tiene el sistema de agua subterránea en la recarga urbana, dejando ver que el exceso reflejado en términos medios y máximos de la recarga (Tabla 5-1), no existiese o fuese muy bajo si se realizaran esfuerzos institucionales por reducir el porcentaje de pérdidas físicas en la red de distribución de agua potable. En ese caso, podrían presentarse descensos continuos en zonas de alta concentración de bombeo, afectando el abastecimiento a los usuarios.

La segunda se refiere a los efectos del cambio climático en la recarga de agua subterránea. En este caso, los escenarios climáticos del país, prevén una reducción de la precipitación nacional de entre el 15% y 25%, ante cualquier escenario para el período 2021-2030 (MARN, 2018). Asimismo, se prevé aumentos en la temperatura media de entre 0.8°C y 1.0°C para el mismo período (MARN, 2018).

En base a diversos estudios sobre este tema (Allen *et al.*, 2004, 2004; Jyrkama y Sykes, 2007; Ng *et al.*, 2010; Dawes *et al.*, 2012; Crosbie *et al.*, 2013; Kløve *et al.*, 2014; Goodarzi *et al.*, 2016; Meixner *et al.*, 2016), es posible suponer que ambas anomalías pueden generar

reducción en la recarga natural por precipitación en el acuífero de San Salvador, reduciéndose el margen de exceso determinado en este estudio e incluso con el potencial de caer en una condición permanente de déficit si esta afectación se combina con una mejora en la eficiencia de la red de agua potable.

### 5.3.7 Modelo conceptual del acuífero de San Salvador

Partiendo del trabajo de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a), y complementando con los resultados de este estudio, es posible explicar conceptualmente el funcionamiento del acuífero de San Salvador: Un total de cinco unidades hidroestratigráficas de rocas del Neógeno y el Cuaternario integran el acuífero en una zona fracturada y una zona porosa (Figura 5-6), pertenecientes a las formaciones San Salvador, Cuscatlán y Bálamo.

La zona más productiva, corresponde a la parte fracturada del acuífero ( $1 < K < 10^3$  m/d), además es la más somera y consiste de una serie de flujos de lava intercalados con piroclastos distribuidos en la margen izquierda del río Acelhuate y al sur y suroeste de la zona de estudio. Su espesor puede variar desde un par hasta más de cien metros en las cercanías del volcán de San Salvador. El flujo en estos materiales es del tipo libre y se encuentra fuertemente controlado por fallas geológicas que pueden actuar como canales o barreras. La falla Acelhuate cobra particular relevancia, ya que consiste en una barrera de flujo que define el límite del acuífero fracturado en la zona de estudio (Figura 5-1).

Subyaciendo al acuífero fracturado y extendiéndose hacia el norte y noreste de la zona de estudio, se encuentra el acuífero poroso. Los materiales que lo conforman son principalmente piroclastos y tobas con distintos grados de consolidación, por lo que sus conductividades hidráulicas pueden variar entre  $10^{-2}$  a 1 m/d en profundidades que varían entre 30 y 300 m. En estos materiales, las fallas y fracturas no han mostrado control sobre el flujo de agua subterránea, que se caracteriza por ser libre. El basamento del acuífero de San Salvador aún no ha sido delimitado; sin embargo, se considera que puede estar sobreyacido por el acuífero poroso a profundidades hasta de 800 m bajo la superficie del terreno (Hernández, 2019; mediante comunicación verbal).

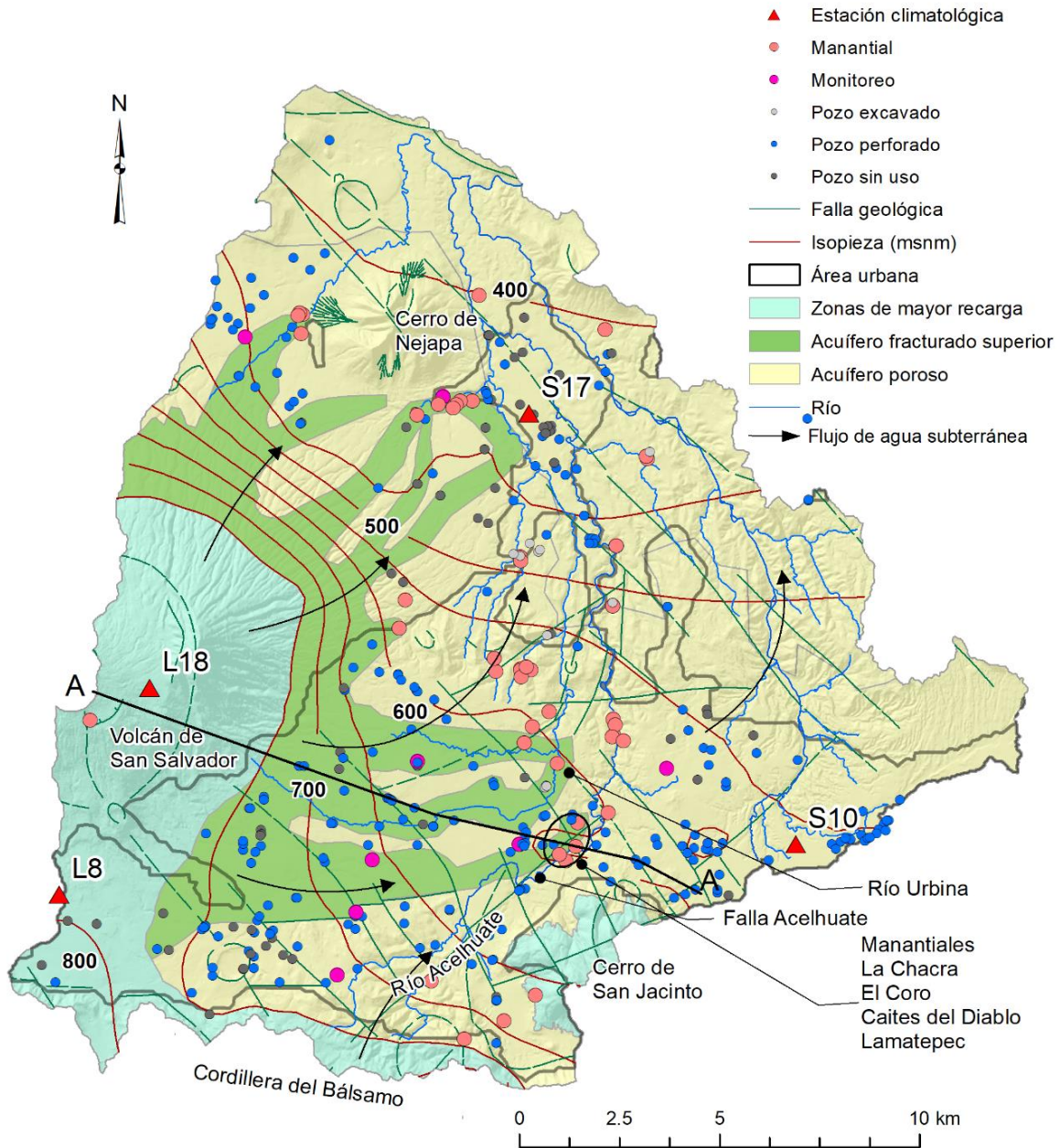


Figura 5-6 Delimitación simplificada del acuífero fracturado y el acuífero poroso que integran el denominado acuífero de San Salvador, mostrando la dirección de flujo preferencial. Se indica la localización de manantiales de alta producción con registro mensual y la zona de mayor recarga para el acuífero (Barrera-de-Calderón et al., 2021b).



Adicionalmente, la hidrogeoquímica del agua subterránea confirma la presencia de dos principales sistemas de flujo (Barrera de Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b). El flujo proveniente del volcán de San Salvador y parte de la cordillera del Bálsamo (donde se presentan los mayores valores de recarga), que circula principalmente por el acuífero fracturado y que presenta importantes descargas a manantiales que son aprovechados para el abastecimiento del AMSS (Figura 5-6). Este abastecimiento se complementa con tres sistemas de agua importada (Zona Norte, Las Pavas y Guluchapa), de los cuales los primeros dos entregan agua en la parte de la ciudad que se localiza sobre el acuífero fracturado (Figura 5-7).

A su vez, el acuífero recibe una importante cantidad de recarga urbana, procedente principalmente de la combinación de las extracciones locales y los dos sistemas de importación antes mencionados. El segundo sistema de flujo, recibe recarga principalmente de la cordillera del Bálsamo y el cerro de San Jacinto y alimenta al acuífero poroso (Figura 5-6). Tanto el acuífero fracturado como el poroso reciben una recarga meteórica reciente, que conforma la principal fuente de ingreso de agua subterránea en el acuífero (Figura 5-7).

Así, a partir de una precipitación anual media igual a  $667.8 \text{ Mm}^3/\text{a}$ , ingresan al acuífero en forma de recarga directa un total de  $167.16 \text{ Mm}^3/\text{a}$  (25.03%). A este ingreso se suma un caudal de  $53.63 \text{ Mm}^3/\text{a}$  en forma de recarga urbana, equivalente al 28.9% del total de producción de agua que ingresa en la red de abastecimiento público del AMSS. Las salidas del acuífero están integradas por las abstracciones a través de pozos y manantiales tanto para la red pública como para otros usuarios y suman  $132.9 \text{ Mm}^3/\text{a}$ , los cuales se suman al agua importada totalizando  $253.48 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para suplir la demanda total de agua en el AMSS (Figura 5-7).

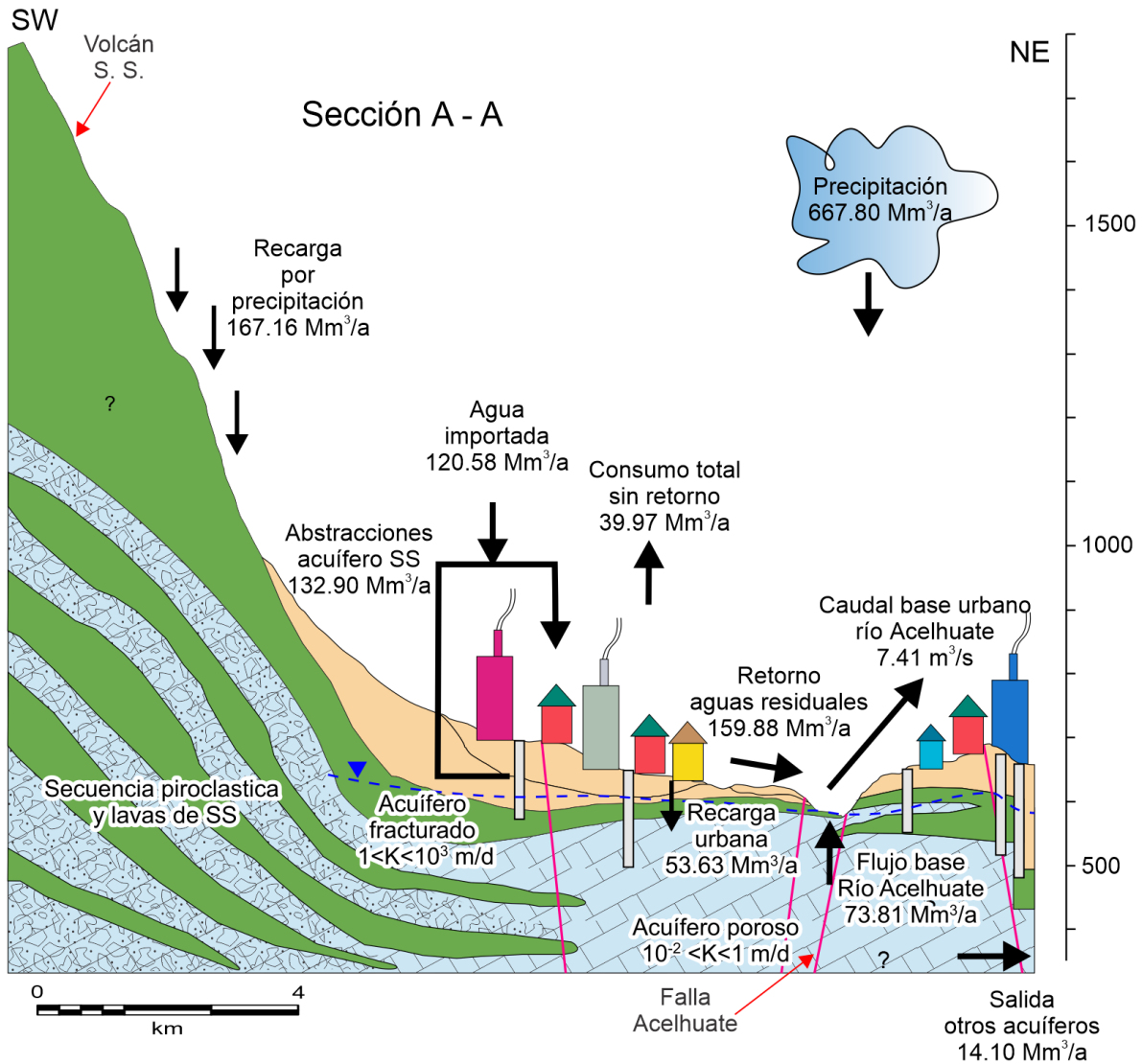


Figura 5-7 Modelo conceptual del acuífero de San Salvador, mostrando la alteración del balance superficial y subterráneo por el ambiente urbano en el río Acelhuate y el mismo acuífero.

De esta agua, se dedujo las pérdidas físicas, antes mencionadas como recarga urbana, mientras que 39.97 Mm<sup>3</sup>/a salen del sistema como consumo sin retorno, el resto, 159.88 Mm<sup>3</sup>/a es descargado al río Acelhuate como agua residual prácticamente sin ninguna depuración, lo cual afecta el balance de agua superficial tanto en cantidad como en calidad. A su vez, el río Acelhuate recibe una descarga como flujo base igual a 73.81 Mm<sup>3</sup>/a que

totalizan 7.41 m<sup>3</sup>/s como caudal de época seca en el río, registrado en el monitoreo de caudales del MARN. Dejando un pequeño flujo de 14.10 Mm<sup>3</sup>/a como salida a otros acuíferos, que de acuerdo a los análisis de carga en el sistema corresponderían al límite noreste de la zona de estudio (Figura 5-5 y 5-7).

### 5.3.8 Análisis de la sostenibilidad del acuífero de San Salvador

El acuífero de San Salvador es un típico sistema de agua subterránea urbano sometido a condiciones de desarrollo avanzado (Tuinhof *et al.*, 2002), que demanda un cuidadoso análisis de sostenibilidad de sus recursos hídricos. En este sentido es necesario exponer los principales problemas en términos de cantidad y calidad que, de acuerdo a los autores, deben ser tomados en cuenta para desarrollar los recursos de agua subterránea, de forma tal que puedan ser mantenidos por tiempo indefinido sin ocasionar inaceptables consecuencias sociales, económicas y ambientales (Alley y Leake, 2004).

Por el lado de la cantidad, el acuífero de San Salvador es insuficiente para satisfacer la demanda del AMSS. Sin embargo, más de la mitad del suministro es extraído en el mismo acuífero (52.4%). Esta condición ha estado invisibilizada por mucho tiempo. Si bien es cierto se cuenta con un detallado reporte anual de las extracciones en el sistema de la red pública administrado por la ANDA para los últimos años, existe un caudal de agua extraída por otros usuarios con fines comerciales, industriales y domésticos que no se encuentran reportados, y en muchas ocasiones carecen de controles institucionales sobre sus extracciones. Ello reduce la precisión en la determinación del balance hídrico del acuífero. A esto se suma la posibilidad de que existan extracciones adicionales en pozos cuya existencia se desconoce, dejando una sobreestimación del agua subterránea disponible con la consecuente posibilidad de sobreexplotar el acuífero.

La recarga natural por precipitación representa en promedio el 75.7% de la recarga total media contabilizada en el acuífero de San Salvador. El resto, 24.3%, corresponde a la recarga urbana procedente de las fugas en el sistema de agua potable de la red pública de la ciudad. Sin embargo, debe tenerse en cuenta la variabilidad espacial y temporal de esta recarga (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2022). Por un lado, aunque las mayores tasas de recarga natural se reflejan en el volcán de San Salvador, Cordillera del Bálsamo y Cerro de San Jacinto, que

alimentan a la zona más productiva del acuífero, se está reduciendo este importante aporte, al continuar expandiendo a la ciudad hacia esa zona (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b). El efecto de este proceso de desarrollo sin enfoque de sostenibilidad de los recursos hídricos puede generar efectos adversos significativos locales en algunas zonas del acuífero.

Por otro lado, la recarga urbana genera un efecto de estado estacionario en el acuífero que, a su vez, representa elevados costos económicos al estado. Puede estimarse que aproximadamente \$ 53.6 millones de dólares al año son requeridos para producir esta agua (considerando que la producción de cada metro cúbico de agua suministrada al AMSS tiene un costo aproximado de \$1.00). En este caso, es evidente que se requieren acciones en la mejora de la eficiencia de los sistemas de agua potable y replantear los escenarios de suministro de agua para el AMSS, tanto en las extracciones locales como en el agua importada. De esta forma los recursos económicos pueden ser mejor orientados en proyectos de inversión más sostenibles, como el tratamiento de las aguas residuales descargadas al río Acelhuate e implementación de tecnologías orientadas a mejora en la gestión de la demanda y la oferta de agua.

La distribución de los pozos en el AMSS es un tema que requiere analizar el efecto localizado de los bombeos (Wright y Xu, 2000). Un análisis en base al comportamiento del flujo de agua subterránea y límites de microcuencas, permitió seccionar la zona de estudio en siete subzonas, en las cuales se elaboró el balance hídrico sin considerar la recarga urbana (Figura 5-8), ya que no se cuenta con datos sobre la distribución espacial de este aporte. Los datos indican que las zonas 1 y 2 dependientes principalmente de la recarga del volcán de San Salvador, se encuentran sometidas a fuertes presiones que igualan o superan la recarga natural para valores medios y años secos. Condición que podría exacerbarse por efecto del cambio climático, considerando las afectaciones anteriormente mencionadas.

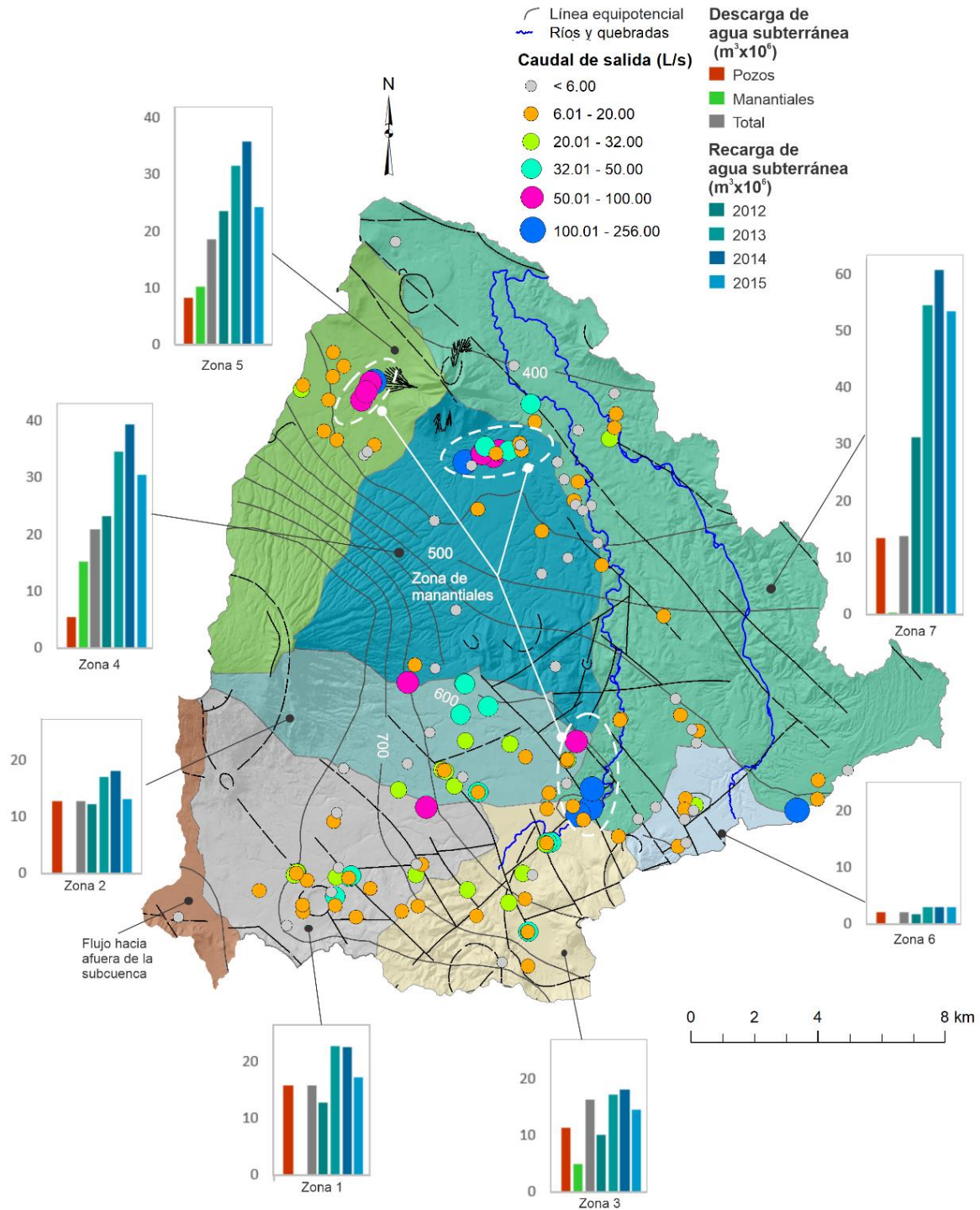


Figura 5-8 Balance hídrico por zonas de explotación definidas en base a límites topográficos y dirección de flujo preferencial en el acuífero. La recarga corresponde a las entradas naturales por precipitación.

Bajo este escenario, es razonable suponer que nuevas extracciones en estas zonas del acuífero, ocasionarían un descenso en los niveles que podría reducir la producción en los pozos existentes, generando afectaciones en zonas industriales y en sistemas de abastecimiento local. Requiriéndose por lo tanto mayor inyección de agua importada para satisfacer la demanda. En estas zonas, la recarga urbana podría aportar muy poco, sobre todo en los pozos localizados en las zonas de mayor nivel piezométrico (Figura 5-8), ya que suelen ser desarrollos urbanos recientes y pozos industriales con mejor eficiencia en sus sistemas de agua.

En la zona 3, también se excede el aporte de la recarga natural para años secos, tiene particular relevancia porque es en esa zona, en el alineamiento de la falla Alcelhuate y final del flujo de lava de la zona 1, donde afloran tres de los manantiales más productivos del acuífero: Amatepec, el Coro y La Chacra (Figura 5-2), aprovechados en el sistema público de la ciudad. El comportamiento medio de caudal de estos manantiales mostrado en la Figura 5-2a, refleja que pertenecen a un mismo sistema de flujo preferencial a diferencia de la descarga en Río Urbina, que muestra un comportamiento distinto ya que pertenece a otro flujo de agua subterránea que circula a través de las lavas localizadas en la zona 2.

Además, de acuerdo a Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b), en base a evidencia hidrogeoquímica e isotópica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga, en esta zona se recibe el mayor aporte de la recarga urbana, ya que el flujo que transita por ella y por las partes bajas de las zonas 1 y 2, coincide con la parte más antigua de la ciudad. Lo cual explica por qué, pese a la fuerte presión por bombeo que se ejerce en esa área del acuífero, los caudales de los manantiales reflejan variaciones en las descargas que pueden considerarse constantes (Figura 5-2). Esta zona podría ser una de las más afectadas en su producción frente a mejoras en la eficiencia del sistema de agua potable, que reduzca la recarga urbana, lo cual debe considerarse si se ejecutan proyectos en esta vía.

Las zonas 4 y 5 reflejan una mayor posibilidad para el desarrollo de los recursos hídricos. Sin embargo, estas zonas se caracterizan por presentar importantes salidas del acuífero que mantienen los caudales base de los ríos El Ángel (zona 4) y San Antonio (zona 5), siendo posiblemente los únicos ríos de la zona en el AMSS, que conducen en un corto pero

importante tramo, un significativo flujo de agua sin descargas de aguas residuales, dando lugar a la presencia de ecosistemas hídricos cada vez más presionados en la cuenca del río Acelhuate.

Por consiguiente, nuevas extracciones en la zona podrían reflejarse en la reducción de estos caudales, con la consecuente afectación a los ecosistemas dependientes. En estas dos zonas, han existido fuertes conflictos sociales en oposición al incremento del desarrollo de los recursos hídricos, lo cual, en alguna medida ha desacelerado los efectos que la expansión urbana pueden imprimir en el funcionamiento del sistema. Incluso, en la zona 5, que coincide con el límite municipal de la ciudad de Nejapa, existe una ordenanza municipal de prohibición de perforación de nuevos desarrollos industriales y zonas de protección para recarga hídrica al interior del municipio (Consejo Municipal de Nejapa, 2015).

Por su parte la zona 6, también refleja fuertes presiones comparadas a la oferta de agua. Esta zona requiere estudios de mayor detalle, ya que corresponde con una zona industrial y habitacional muy importante para el AMSS y está asociada al cerro de San Jacinto (Figura 5-1), recientemente renombrado como domos y cono de San Jacinto (Lexa *et al.*, 2012). La zona 7, es la que presenta menor presión en el balance, sin embargo, debido a la escasez de pozos en esa zona, esta condición debe tomarse con cautela y estudiarse con mayor detalle para evaluar su potencial de desarrollo.

Desde la perspectiva de la calidad, Barrera de Calderón (2010; 2021b), alertan sobre la potencial afectación del acuífero de San Salvador con la recarga urbana, ya que en la parte baja de las zonas 1, 2 y 3 de la Figura 5-8, las concentraciones de nitratos y cloruros muestran indicios del aporte de la recarga urbana que, eventualmente, podrían afectar la disponibilidad de agua para el AMSS. Además, la perforación de nuevos pozos, cada vez más profundos, puede traer consigo agua con mayores concentraciones de sales disueltas debido a la contaminación geogénica con arsénico, cloruros, flúor, hierro y manganeso (Al-Mikhlafi, 2010; Bundschuh *et al.*, 2020), debido al origen volcánico del acuífero.

## 5.4 Conclusiones

Por primera vez se ha desarrollado un modelo conceptual del acuífero de San Salvador, basado en un detallado análisis de sus características geológicas, hidroestratigráficas e hidrogeoquímicas, integrando el balance hídrico de la cuenca para determinar la variabilidad espacio-temporal de la recarga de agua subterránea. Asimismo, se ha elaborado un detallado análisis de los elementos que conforman el balance hídrico urbano del acuífero, así como se ha replanteado la ecuación de balance hídrico tomando en cuenta dichos componentes. Este aporte ha contribuido significativamente al entendimiento del funcionamiento del sistema de agua subterránea, y a la vez contribuye a orientar mejor su gestión sostenible.

En base a los resultados de este estudio, el balance hídrico del acuífero podría variar entre  $-34.79 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para condiciones de recarga mínima (años secos),  $14.21 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para recarga media; y  $50.41 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para años húmedos. Los datos indican que aproximadamente el 75.7% de la recarga total al acuífero es aportada por la recarga natural por precipitación y un 24.3% corresponde al aporte de la recarga urbana. Frente a este panorama es importante tener en cuenta dentro de la planificación sostenible del agua subterránea, los efectos del cambio climático en el balance hídrico, ya que los escenarios climáticos para El Salvador, prevén hasta un 25% de reducción en la precipitación y hasta  $1^\circ\text{C}$  de aumento en la temperatura, lo cual puede reducir sensiblemente la recarga de agua subterránea. En adición, el balance también expone que el exceso de agua reflejado en el acuífero de San Salvador bajo condiciones medias y máximas de recarga le provee un “aparente estado de sostenibilidad”, soportado por la recarga urbana, que puede verse comprometido a partir de mejoras en la eficiencia de la red de agua potable, cuyo aporte puede representar aproximadamente \$ 53.6 millones de dólares al año al estado.

Al mismo tiempo, este aporte continuo de la recarga urbana puede llegar a afectar la calidad del agua subterránea que se aprovecha para el consumo de los usuarios, lo cual podría afectar la disponibilidad de agua en el futuro. Esta condición amerita que se planifiquen con mucho cuidado las intervenciones para mejorar, en general, la eficiencia de los sistemas de agua potable y alcantarillado sanitario. En principio se considera prioritaria, la reducción de las fugas en el sistema de alcantarillado sanitario, para conservar o mejorar la calidad del agua



en el acuífero, posteriormente, la atención a las fugas en el sistema de agua potable, debe ser atendida, en cuyo caso deberá estudiarse los efectos de estas intervenciones en la recarga de agua subterránea y establecer escenarios de explotación del acuífero para asegurar su aprovechamiento sostenible.

En el enfoque de sostenibilidad, es de particular importancia el río Acelhuate, que recibe, en forma de agua residual con muy poco o nulo tratamiento, aproximadamente el 63% del flujo total de agua utilizado en el AMSS. El cual se suma al flujo base que representa el 29.1% de dicho flujo, ya que el resto sale del sistema sin retorno. Bajo este escenario, se visualiza una fuerte oportunidad para mejorar la disponibilidad de agua saliendo de la cuenca, a través de la implementación de sistemas de tratamiento que reduzcan sensiblemente la carga contaminante en el río y que, en particular, permitan evaluar su potencial de reuso para actividades productivas en zonas agrícolas localizadas en la parte baja de la cuenca del río Acelhuate, aguas abajo de la zona de estudio.

Finalmente, debe resaltarse la fuerte necesidad de un manejo integrado del agua en la cuenca alta del río Acelhuate, que contemple el uso conjunto de agua superficial y agua subterránea, fortalezca el monitoreo de ambos sistemas hidrológicos, brindando datos más precisos que permitan ajustar el balance con cierta periodicidad y de forma confiable; y promueva la protección y recuperación de zonas de mayor recarga hídrica, particularmente localizadas en el volcán de San Salvador, cordillera del Bálsamo y domos y cono de San Jacinto, los cuales alimentan a la zona de mayor explotación del acuífero.

Asimismo, en el desarrollo de los recursos hídricos subterráneos en el AMSS se debe analizar detenidamente los efectos en los componentes de su balance hídrico. La implementación de nuevos proyectos en el AMSS debe enfocarse en una planificación sostenible e integrada, que promueva el abastecimiento seguro de las actuales generaciones sin comprometer el de las generaciones futuras y con las mínimas afectaciones a los ecosistemas hídricos dependientes. Con ello se evitaría daños irreversibles o de difícil recuperación en el acuífero, mayor eficiencia en el manejo de los recursos económicos, reducción de los costos de provisión de agua y de las afectaciones a los usuarios, lo cual generalmente ocasiona el apareamiento de conflictos, típicos en acuíferos mal gestionados.

## 5.5 Agradecimientos

Este trabajo fue financiado mediante una beca otorgada por la Organización de Estados Americanos (OEA). Agradecemos, además, el valioso apoyo de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA), Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador, Universidad Autónoma del Estado de México, Universidad de El Salvador, CONACYT y COMECYT de México e Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE).

# Capítulo 6

## Conclusiones

---

En los últimos años, los gestores del agua y la comunidad científica han mostrado cada vez mayor preocupación por los efectos del urbanismo en la calidad y cantidad del agua subterránea urbana y por lo tanto en su sostenibilidad. Asimismo, por la exacerbación de estos problemas debido a los efectos adversos del cambio climático. En la mayoría de cuencas urbanas con población en acelerado crecimiento, el balance hídrico superficial y subterráneo se modifica.

Ello obedece principalmente a la reducción de áreas de recarga hídrica ocasionada por la expansión urbana y al ingreso de agua importada desde otros sistemas hidrológicos para satisfacer las demandas de agua en el ambiente urbano. Esto a su vez, puede generar conflictos de uso por el traslado de agua desde las zonas de producción hacia las zonas urbanas, cuyos usuarios devuelven el agua residual generalmente a cuerpos de agua superficial con muy poca o nula depuración, afectando los ecosistemas naturales.

En este contexto, es de crucial importancia, el entendimiento del funcionamiento de los acuíferos urbanos, mediante la implementación y adaptación de técnicas y el desarrollo de métodos que provean información suficiente para cuantificar su balance hídrico. Esto incluye los componentes urbanos de las entradas y salidas en el sistema, así como las afectaciones en la calidad del agua subterránea; con lo cual se puede establecer un modelo conceptual confiable y bien fundamentado para la toma de decisiones de manejo sostenible del acuífero, que provea cimientos fuertes para su modelación numérica posterior.

A través del estudio del acuífero urbano de San Salvador, sobre el cual descansa el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), en esta tesis se integró y adaptó una serie de herramientas y métodos hidrogeológicos, hidrogequímicos e isotópicos, para descifrar el funcionamiento del acuífero urbano. Asimismo, se planteó un proceso metodológico para cuantificar sus entradas y salidas modificadas por el urbanismo, para calcular su balance hídrico y establecer un modelo conceptual de su funcionamiento, con lo cual fue posible analizar su sostenibilidad y brindar aportes para su manejo sostenible.

La construcción detallada de un modelo hidroestratigráfico tridimensional obtenido con la interpolación de la distancia cuadrática inversa y el análisis de la geología estructural combinada con las características hidráulicas del acuífero permitió la definición de los límites espaciales del acuífero de San Salvador y el comportamiento del flujo de agua subterránea. Además, se logró identificar seis unidades hidroestratigráficas integradas por materiales fracturados y porosos que se encuentran interconectadas entre sí. Siendo el medio poroso el que se extiende por toda la zona de estudio.

En estas unidades hidroestratigráficas, las mayores conductividades hidráulicas se presentan en el medio fracturado y pueden superar  $10^3$  m/d, mientras que en los materiales porosos las conductividades hidráulicas son menores y varían entre  $10^{-2}$  y 1 m/d. Adicionalmente se identificó cinco fallas geológicas que ejercen control en el flujo de agua subterránea, entre estas, la falla Acelhuate cobra particular relevancia ya que define el límite entre el acuífero fracturado y el poroso, además actúa como barrera de flujo, por lo tanto, se presentan importantes descargas del acuífero de San Salvador en su alineamiento, mientras que el resto de fallas actúan como canales de flujo.

Mediante el análisis de la química del agua subterránea y su huella isotópica, fue posible confirmar la existencia de los flujos definidos mediante los datos hidrodinámicos y geológicos, así mismo, se identificó la presencia de la recarga urbana en uno de estos flujos, así mismo, se encontró indicios de afectación a la calidad del agua subterránea en la zona más antigua de la ciudad. Los resultados de la hidrogeoquímica e isotopía indican que el agua que circula por el acuífero procede de aguas de recarga reciente, lo cual debe considerarse en los planes de gestión del agua que deben contemplar medidas de uso racional

y sostenible del agua subterránea en el AMSS. Acá se visualiza la necesidad de conocer la edad del agua subterránea para predecir el comportamiento del sistema frente a años poca o mínima precipitación, con la consecuente implementación de acciones de gestión de la demanda.

Mediante los métodos del SWB y el CMB, fue posible estimar la recarga natural en el acuífero de San Salvador. En ambos métodos los resultados fueron consistentes, indicando que la recarga natural por precipitación media anual oscila entre el 20% y el 30% de la precipitación anual. En esta etapa de la investigación también fue posible determinar la variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea en el acuífero, demostrándose la importancia de considerar estas condiciones para la protección de zonas con mayor recarga y, por consiguiente, la planificación sostenible del agua subterránea.

Con la integración de los aportes de las etapas iniciales de la investigación se desarrolló una propuesta metodológica para cuantificar los componentes del balance hídrico del acuífero urbano, además de elaborar el modelo conceptual del acuífero de San Salvador. Mediante la implementación de dicha metodología en el acuífero, fue posible cuantificar la recarga urbana, en ese proceso se separó los elementos de explotación de la red de distribución pública y la explotación del acuífero por otros usuarios. En dicho proceso se identificó, en base a los datos analizados, que la explotación de otros usuarios en la cuenca, representa el 51.3% de las extracciones totales del acuífero.

El flujo transportado en época seca en el río Acelhuate está conformado en un 31.6% por el flujo base aportado por el acuífero de San Salvador y 68.4% por las aguas residuales retornadas casi sin ninguna depuración por los usuarios del AMSS, lo cual evidencia una fuerte problemática asociada a la calidad del agua superficial en la subcuenca. Asimismo, los resultados alertan sobre el aporte de la recarga urbana en el acuífero, ya que representa el 24.3% de la recarga total en el acuífero, el resto corresponde a la recarga natural por precipitación.

De acuerdo a los datos del balance hídrico, se presenta un déficit de 34.79 Mm<sup>3</sup>/a para años de recarga mínima, un exceso de 14.21 Mm<sup>3</sup>/a para recarga media y un exceso 50.41 Mm<sup>3</sup>/a para máxima recarga. Con estos resultados no es posible rechazar la hipótesis planteada al

inicio de la investigación. Adicionalmente, es necesario señalar que, si el aporte de la recarga urbana no se contabiliza, el balance del acuífero variaría entre  $-88.42 \text{ Mm}^3/\text{a}$  y  $-3.22 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para cualquier condición de recarga, indicando que el acuífero se encontraría sobreexplotado.

Considerando lo anterior, debe tenerse en cuenta que con una reducción del 26.5% en las pérdidas físicas del sistema de agua potable se llega a una condición de sobreexplotación para condiciones medias de recarga en el sistema. Asimismo, los datos indican que el caudal máximo de explotación que mantiene al acuífero en condiciones de exceso sería de 450 L/s para condiciones medias. Por lo tanto, los tomadores de decisión deben tener en cuenta que, al excederse este valor con nuevas extracciones, es posible que: (1) inicie un proceso de descenso paulatino en los niveles piezométricos del acuífero, (2) se presente reducción en la descarga de los manantiales o (3) se reduzca el flujo base en el río Acelhuate concentrándose aún más la carga contaminante en dicho cuerpo de agua.

Considerando que el retorno de aguas residuales crudas transportadas en el río Acelhuate representa aproximadamente el 95% de la recarga media en el acuífero, se visualiza una importante oportunidad para iniciar un proceso de implementación de reuso de agua en la subcuenca del río Acelhuate, cuyo destino debe ser analizado cuidadosamente en términos de su calidad. Asimismo, dentro de esta estrategia de reuso, puede considerarse la implementación de incentivos para el reuso en la fuente, lo cual demanda el desarrollo y adopción de tecnologías de depuración, control y monitoreo de los sitios de reuso, para prevenir efectos negativos posteriores en el acuífero.

Finalmente, con los resultados aportados en esta tesis, se dejan establecidos los fundamentos necesarios para elaborar el modelo numérico del acuífero de San Salvador, ya que por primera vez se ha desarrollado un modelo conceptual reciente que integra las modificaciones impuestas por el ambiente urbano, y se ha cuantificado los componentes del balance a un nivel de detalle que permite establecer con mayor certeza las condiciones de frontera para un modelo numérico aproximado a la realidad. Trabajos posteriores pueden desarrollarse en el sentido de considerar los efectos de la expansión urbana y el cambio climático en el balance hídrico de la zona.

# Referencias

---

- Acosta, J., 1991. Estudio Hidrogeológico del Área Metropolitana de San Salvador (No Publicado). ANDA, San Salvador, El Salvador.
- Ahmed, A.A., 2009. Using lithologic modeling techniques for aquifer characterization and groundwater flow modeling of the Sohag area, Egypt. *Hydrogeol. J.* 17, 1189–1201. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0461-z>
- Ajdary, K., Kazemi, G.A., 2014. Quantifying changes in groundwater level and chemistry in Shahrood, northeastern Iran. *Hydrogeol. J.* 22, 469–480. <https://doi.org/10.1007/s10040-013-1042-8>
- Aksever, F., Davraz, A., Karaguzel, R., 2015. Groundwater balance estimation and sustainability in the Sandikli Basin (Afyonkarahisar / Turkey). *J. Earth Syst. Sci.* 124, 783–798.
- Allen, D.M., Mackie, D.C., Wei, M., 2004. Groundwater and climate change: a sensitivity analysis for the Grand Forks aquifer, southern British Columbia, Canada. *Hydrogeol. J.* 12. <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0261-9>
- Allen, R.G., 2006. Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- Alley, W.M., 2007. Another Water Budget Myth: The Significance of Recoverable Ground Water in Storage. *Ground Water* 45, 251–251. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00274.x>
- Alley, W.M., La Baugh, J.W., Reilly, T.E., 2005. Groundwater as an Element in the Hydrological Cycle, in: Anderson, M.G., McDonnell, J.J. (Eds.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, p. hsa153. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa153>
- Alley, W.M., Leake, S., 2004. The Journey from Safe Yield to Sustainability. *Ground Water* 42.
- Al-Mikhlaifi, A.S., 2010. Groundwater quality of Yemen volcanic terrain and their geological and geochemical controls. *Arab. J. Geosci.* 3, 193–205. <https://doi.org/10.1007/s12517-009-0068-7>

- Alonso-Henar, J., Benito, B., Staller, A., Álvarez-Gómez, J.A., Martínez-Díaz, J.J., Canora, C., 2018. Large-magnitude crustal seismic sources in El Salvador and deterministic hazard scenarios. *Eng. Geol.* 243, 70–83.  
<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.06.015>
- ANDA, 2017. Boletín Estadístico 2016 (Boletín No. 38). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2016a. Memoria de Labores 2015 (Memoria anual), Memoria de Labores. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados - ANDA, San Salvador.
- ANDA, 2016b. Boletín Estadístico 2015 (Boletín No. 37). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2015. Boletín Estadístico 2014 (Boletín No. 36). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2014. Boletín Estadístico 2013 (Boletín No. 35). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2013. Boletín Estadístico 2012 (Boletín No. 34). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2012. Boletín Estadístico 2011 (Boletín No. 33). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2011. Boletín Estadístico 2010 (Boletín No. 32). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2010. Boletín Estadístico 2009 (Boletín No. 31). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2009. Boletín Estadístico 2008 (Boletín No. 30). Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados, San Salvador, El Salvador.
- ANDA, 2008. Mapa Hidrogeológico de la República de El Salvador.
- ANDA, 1997. Normas Técnicas para Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado de Aguas Negras.
- Anderson, E.I., Bakker, M., 2008. Groundwater flow through anisotropic fault zones in multiaquifer systems: FLOW THROUGH FAULTS. *Water Resour. Res.* 44.  
<https://doi.org/10.1029/2008WR006925>



- Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T., Witmer, R.E., 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data (Geological Survey Professional Paper No. 964). U.S. Geological Survey, Washington DC.
- Anderson, M.P., Woessner, W.W., 1992. Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport. Academic Press, San Diego.
- Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. Geochemistry, groundwater and pollution, 2. ed. ed. Balkema, Amsterdam.
- Bajc, A.F., Russell, H.A.J., Sharpe, D.R., 2014. A three-dimensional hydrostratigraphic model of the Waterloo Moraine area, southern Ontario, Canada. *Can. Water Resour. J. Rev. Can. Ressour. Hydr.* 39, 95–119. <https://doi.org/10.1080/07011784.2014.914794>
- Ballestero, M., Reyes, V., Astorga, Y., 2007. Groundwater in Central America: Its Importance, Development and Use, with Particular Reference to Its Role in Irrigated Agriculture, in: Giordano, M., Villholth, K.G. (Eds.), *The Agricultural Groundwater Revolution: Opportunities and Threats to Development, Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Series*. CABI, Wallingford, UK ; Cambridge, MA, pp. 100–128.
- Barazzuoli, P., Nocchi, M., Rigati, R., Salleolini, M., 2008. A conceptual and numerical model for groundwater management: a case study on a coastal aquifer in southern Tuscany, Italy. *Hydrogeol. J.* 16, 1557–1576. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0324-z>
- Bargaoui, Z.K., 2018. Estimation of Evapotranspiration Using Soil Water Balance Modelling.
- Barrera de Calderón, M.L., 2010. Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de áreas de recarga en el acuífero de San Salvador (Tesis de Maestría). Universidad de El Salvador, El Salvador.
- Barrera de Calderón, M.L., Juárez, M., 2013. Evaluación cuantitativa del recurso hídrico subterráneo de la microcuenca del río San Antonio, municipio de Nejapa, departamento de San Salvador. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, San Salvador, El Salvador.

- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J., 2021a. Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja. *Bol. Soc. Geológica Mex.* 73. <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2021v73n1a170820>
- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J., 2021b. Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador. *Tecnol. Cienc. Agua* 12(5), En prensa.
- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J., 2022. Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical. *Tecnol. Cienc. Agua* 13(2), En prensa.
- Barrett, M.H., Hiscock, K.M., Pedley, S., Lerner, D.N., Tellam, J.H., French, M.J., 1999. Marker Species for identifying urban groundwater recharge sources: A review and case study in Nottingham, UK. *Water Res.* 33, 3083–3097.
- Bazuhair, A.S., Wood, W.W., 1996. Chloride mass-balance method for estimating ground water recharge in arid areas: examples from western Saudi Arabia. *J. Hydrol.* 186, 153–159. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03028-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03028-4)
- Bense, V.F., Gleeson, T., Loveless, S.E., Bour, O., Scibek, J., 2013. Fault zone hydrogeology. *Earth-Sci. Rev.* 127, 171–192. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.09.008>
- Bense, V.F., Person, M.A., 2006. Faults as conduit-barrier systems to fluid flow in siliciclastic sedimentary aquifers: FAULTS AS CONDUIT-BARRIER SYSTEMS. *Water Resour. Res.* 42. <https://doi.org/10.1029/2005WR004480>
- Bense, V.F., Van Balen, R.T., De Vries, J.J., 2003. The impact of faults on the hydrogeological conditions in the Roer Valley Rift System: an overview. *Neth. J. Geosci. - Geol. En Mijnb.* 82, 41–54. <https://doi.org/10.1017/S0016774600022782>
- Berehanu, B., Azagegn, T., Ayenew, T., Masetti, M., 2017. Inter-Basin Groundwater Transfer and Multiple Approach Recharge Estimation of the Upper Awash Aquifer System. *J. Geosci. Environ. Prot.* 05, 76–98. <https://doi.org/10.4236/gep.2017.53007>
- Berkowitz, B., 2002. Characterizing flow and transport in fractured geological media: A review. *Adv. Water Resour.* 25, 861–884. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(02\)00042-8](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(02)00042-8)
- BGS, 2004. Water Quality Fact Sheet: Nitrate. British Geological Survey, United Kingdom.

- BIOTEC S.A. DE C.V., 2011. Medidas de Control de la Contaminación de los Ríos Tomayate y Las Cañas. Contrato No. 123/2010 (Informe Final). MARN, San Salvador.
- Bonomi, T., Cavallin, A., 1997. Application of a hydrogeological model to analyze and manage groundwater processes in the urban environment: a case study in the Milan area, Italy, in: *Groundwater in the Urban Area: Problems, Processes and Management*. Presented at the 17th Congress International Association of Hydrogeologists (IAH), *IAHS Publ.*, Nottingham, pp. 91–96.
- Bosse, H.R., Lorenz, W., Merino, A., Mihm, A., Rode, K., Schmidt-Thomé, M., Wiesmann, G., Weber, H.S., 1978. Geologische Karte der Republik El Salvador, Mittelamerika.
- Bredehoeft, J., 2005. The conceptualization model problem?surprise. *Hydrogeol. J.* 13, 37–46. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0430-5>
- Bredehoeft, J.D., Alley, W.M., 2014. Mining Groundwater for Sustained Yield. *The Bridge Spring* 2014, 33–41.
- Bundschuh, J., Armienta, M.A., Morales-Simfors, N., Alam, M.A., López, D.L., Delgado Quezada, V., Dietrich, S., Schneider, J., Tapia, J., Sracek, O., Castillo, E., Marco Parra, L.-M., Altamirano Espinoza, M., Guimarães Guilherme, L.R., Sosa, N.N., Niazi, N.K., Tomaszewska, B., Lizama Allende, K., Bieger, K., Alonso, D.L., Brandão, P.F.B., Bhattacharya, P., Litter, M.I., Ahmad, A., 2020. Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 1–139. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527>
- Caine, J.S., Evans, J.P., Forster, C.B., 1996. Fault zone architecture and permeability structure. *Geology* 24, 1025. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1996\)024<1025:FZAAPS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1996)024<1025:FZAAPS>2.3.CO;2)
- Canora, C., Martínez-Díaz, J.J., Villamor, P., Staller, A., Berryman, K., Álvarez-Gómez, J.A., Capote, R., Diaz, M., 2014. Structural evolution of the El Salvador Fault Zone: an evolving fault system within a volcanic arc. *J. Iber. Geol.* 40. [https://doi.org/10.5209/rev\\_JIGE.2014.v40.n3.43559](https://doi.org/10.5209/rev_JIGE.2014.v40.n3.43559)
- Cao, G., Scanlon, B.R., Han, D., Zheng, C., 2016. Impacts of thickening unsaturated zone on groundwater recharge in the North China Plain. *J. Hydrol.* 537, 260–270. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.049>

- Carle, S.F., Fogg, G.E., 1997. Modelling Spatial Variability with One and Multidimensional Continuous-Lag Markov Chains. *Math. Geol.* 9, 891–918.
- Carle, S.F., Labolle, E.M., Weissmann, G.S., Brocklin, D.V., Fogg, G.E., 1998. Conditional Simulation of Hydrofacies Architecture: A Transition Probability/Markov Approach, in: Fraser, G.S., Davis, J.M. (Eds.), *Hydrogeologic Models of Sedimentary Aquifers*. SEPM *Society for Sedimentary Geology*, Tulsa, Oklahoma, U.S.A, pp. 147–170. <https://doi.org/10.2110/sepmcheg.01.147>
- Carlson, M.A., Lohse, K.A., McIntosh, J.C., McLain, J.E.T., 2011. Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *J. Hydrol.* 409, 196–211. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.020>
- Carr, M.J., Stoiber, R.E., 1977. Geologic setting of some destructive earthquakes in Central America. *Geol. Soc. Am. Bull.* 88, 151. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1977\)88<151:GSOSDE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1977)88<151:GSOSDE>2.0.CO;2)
- CEL, C.E.P. del R.L., 1984. *Léxico Estratigráfico de El Salvador*.
- Chatterjee, R., Gupta, B.K., Mohiddin, S.K., Singh, P.N., Shekhar, S., Purohit, R., 2009. Dynamic groundwater resources of National Capital Territory, Delhi: assessment, development and management options. *Environ. Earth Sci.* 59, 669–686. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0064-y>
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Savard, M.M., Bourque, É., Therrien, R., 2006. Hydrogeochemistry and groundwater origin of the Basses-Laurentides sedimentary rock aquifer system, St. Lawrence Lowlands, Québec, Canada. *Hydrogeol. J.* 14, 573–590. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0002-3>
- COAMSS - OPAMSS, 2013. Generalidades del AMSS [WWW Document].  
¿Quiénes Somos.  
[http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com\\_content&view=article&id=183&Itemid=169](http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com_content&view=article&id=183&Itemid=169) (accedido 12.6.16).
- Consejo Municipal de Nejapa, 2015. Decreto Cuatro-B, Decreto Municipal.
- Cortes, J.E., Muñoz, L.F., Gonzalez, C.A., Niño, J.E., Polo, A., Suspes, A., Siachoque, S.C., Hernández, A., Trujillo, H., 2016. Hydrogeochemistry of the formation waters in the San Francisco field, UMV basin, Colombia – A multivariate statistical approach. *J. Hydrol.* 539, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.010>

- Cronshey, R., McCuen, R.H., Miller, N., Rawls, W., Robbins, S., Woodward, D.E., 1986. Urban Hydrology for small watersheds - Technical Release 55 (Draft). U.S. Department of Agriculture, Natural Resource Conservation Service, Conservation Engineering Division.
- Crosbie, R.S., McCallum, J.L., Walker, G.R., Chiew, F.H.S., 2012. Episodic recharge and climate change in the Murray-Darling Basin, Australia. *Hydrogeol. J.* 20, 245–261. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0804-4>
- Crosbie, R.S., Peeters, L.J.M., Herron, N., McVicar, T.R., Herr, A., 2017. Estimating groundwater recharge and its associated uncertainty: Use of regression kriging and the chloride mass balance method. *J. Hydrol.* 561. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.08.003>
- Crosbie, R.S., Scanlon, B.R., Mpelasoka, F.S., Reedy, R.C., Gates, J.B., Zhang, L., 2013. Potential climate change effects on groundwater recharge in the High Plains Aquifer, USA: Climate Change Effects on Recharge in the High Plains. *Water Resour. Res.* 49, 3936–3951. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20292>
- Cunningham, C.G., Fary Jr., R.W., Guffanti, M., Laura, D., Lee, M.P., Masters, C.D., Miller, R.L., Quinones, F., Peebles, R.W., Reinemund, J.A., Russ, D.P., 1984. Earth and Water Resources and Hazards in Central America (Geological Survey Circular). U.S. Geological Survey.
- Custodio, E., 2010. Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance in the soil. *Contrib. Sci.* 81–97. <https://doi.org/10.2436/20.7010.01.86>
- Custodio, E., Kretsinger, V., Llamas, M.R., 2005. Intensive development of groundwater: concept, facts and suggestions. *Water Policy* 7, 151–162. <https://doi.org/10.2166/wp.2005.0010>
- Custodio, E., Llamas, M.R., 1996. Hidrología subterránea (2 Tomos), 2. ed. corr. ed. Ed. Omega, Barcelona.
- Davis, K.W., Putnam, L.D., 2013. Conceptual and numerical models of groundwater flow in the Ogallala aquifer in Gregory and Tripp Counties, South Dakota, water years 1985 - 2009. (U.S. Geological Survey Scientific Investigations No. Report 2013-5069). U.S. Geological Survey.
- Davis, S.N., DeWiest, R.J., 1991. Hydrogeology. Krieger, Malabar, Fla.

- Dawes, W., Ali, R., Varma, S., Emelyanova, I., Hodgson, G., McFarlane, D., 2012. Modelling the effects of climate and land cover change on groundwater recharge in south-west Western Australia. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 2709–2722. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2709-2012>
- Day, E., Simpkins, W.W., 2018. Application of the USGS Soil-Water-Balance (SWB) Model to estimate groundwater recharge in Central Iowa. Presented at the 52nd Annual North-Central GSA Section Meeting - 2018, p. 313243. <https://doi.org/10.1130/abs/2018NC-313243>
- de Marsily, Gh., Delay, F., Gonçalves, J., Renard, Ph., Teles, V., Violette, S., 2005. Dealing with spatial heterogeneity. *Hydrogeol. J.* 13, 161–183. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0432-3>
- Dearden, R.A., Marchant, A., Royse, K., 2013. Development of a suitability map for infiltration sustainable drainage systems (SuDS). *Environ. Earth Sci.* 70, 2587–2602. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2301-7>
- Delgado, J., 2001. Informe de Evaluación Pozo Asevilla No. 2. Puerta La Laguna, Depto. La Libertad (No Publicado). Antiguo Cuscatlán, La Libertad.
- Delgado, J., 1981. Recomendación sobre profundidad de perforación del pozo No. 3 El Socorro en San Salvador, departamento de San Salvador (No Publicado). ANDA, San Salvador.
- Demlie, M., 2015. Assessment and estimation of groundwater recharge for a catchment located in highland tropical climate in central Ethiopia using catchment soil–water balance (SWB) and chloride mass balance (CMB) techniques. *Environ. Earth Sci.* 74, 1137–1150. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4099-y>
- Departamento de hidrogeología ANDA, 1996. Evaluación Hidrogeológica. Área de Nejapa, Quezaltepeque. San Salvador, La Libertad. (No Publicado). ANDA, San Salvador.
- Di Salvo, C., Di Luzio, E., Mancini, M., Moscatelli, M., Capelli, G., Cavinato, G.P., Mazza, R., 2012. GIS-based hydrostratigraphic modeling of the city of Rome (Italy): analysis of the geometric relationships between a buried aquifer in the Tiber Valley and the confining hydrostratigraphic complexes. *Hydrogeol. J.* 20, 1549–1567. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0899-2>

- Di Salvo, C., Moscatelli, M., Mazza, R., Capelli, G., Cavinato, G.P., 2014. Evaluating groundwater resource of an urban alluvial area through the development of a numerical model. *Environ. Earth Sci.* 72, 2279–2299. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3138-4>
- DIGESTYC, 2008. VI Censo de Población y V de vivienda 2007 (Censo nacional), Cifras Oficiales Población - Vivienda - Hogar. Ministerio de Economía. Dirección General de Estadística y Censos, San Salvador.
- Doble, R.C., Crosbie, R.S., 2017. Review: Current and emerging methods for catchment-scale modelling of recharge and evapotranspiration from shallow groundwater. *Hydrogeol. J.* 25, 3–23. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1470-3>
- Dripps, W.R., Bradbury, K.R., 2009. The spatial and temporal variability of groundwater recharge in a forested basin in northern Wisconsin. *Hydrol. Process.* 24, 383–392. <https://doi.org/10.1002/hyp.7497>
- Dripps, W.R., Bradbury, K.R., 2007. A simple daily soil–water balance model for estimating the spatial and temporal distribution of groundwater recharge in temperate humid areas. *Hydrogeol. J.* 15, 433–444. <https://doi.org/10.1007/s10040-007-0160-6>
- Duarte Saldaña, J.R., 1988. Estudio Hidrogeológico del acuífero de Guluchapa, San Salvador, El Salvador (MSc. Tesis). Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- Eaton, J.W., Bateman, D., Hauberg, S., Wehbring, R., 2019. GNU Octave version 5.1.0 manual: a high-level interactive language for numerical computations.
- Edmunds, W.M., Gaye, C.B., 1994. Estimating the spatial variability of groundwater recharge in the Sahel using chloride. *J. Hydrol.* 156, 47–59. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90070-1](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90070-1)
- Eriksson, E., Khunakasem, V., 1969. Chloride concentration in groundwater, recharge rate and rate of deposition of chloride in the Israel Coastal Plain. *J. Hydrol.* 7, 178–197. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(69\)90055-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(69)90055-9)
- Espinosa-Martínez, S., Custodio, E., Loaso-Vierbücher, C., 2015. Comparación de la recarga natural estimada con el balance de agua en el suelo y con el balance de la deposición atmosférica de cloruro en un sistema carbonatado en el área semiárida del Baix Ebre, Cataluña, España. *Ing. Agua* 19, 135–155. <https://doi.org/10.4995/ia.2015.3540>
- EYCO S.A. de C.V., 2005. La Nueva Apopa. Estudio Hidrogeológico de la Zona (No Publicado). San Salvador.

- Eyles, N., Meriano, M., Chow-Fraser, P., 2013. Impacts of European settlement (1840–present) in a Great Lake watershed and lagoon: Frenchman’s Bay, Lake Ontario, Canada. *Environ. Earth Sci.* 68, 2211–2228. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1904-8>
- Fairbrothers, G.E., Carr, M.J., Mayfield, D.G., 1978. Temporal Magmatic Variation at Boqueron Volcano, El Salvador. *Contrib. Mineral. Petrol.* 67, 1–9.
- Faunt, C.C. (Ed.), 2009. Groundwater availability of the Central Valley Aquifer, California, U.S. Geological Survey professional paper. U.S. Geological Survey, Reston, Va.
- Flint, A.L., Flint, L.E., Kwicklis, E.M., Fabryka-Martin, J.T., Bodvarsson, G.S., 2002. Estimating recharge at Yucca Mountain, Nevada, USA: comparison of methods. *Hydrogeol. J.* 10, 180–204. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0169-1>
- Foster, S., 2020. Global Policy Overview of Groundwater in Urban Development—A Tale of 10 Cities! *Water* 12, 456. <https://doi.org/10.3390/w12020456>
- Foster, S., Morris, B.L., Chilton, P.J., 1999. Groundwater in urban development - a review of linkages and concerns. Presented at the Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality, *IAHS Publ.*, Birmingham, pp. 3–12.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Friedel, M.J., 2016. Estimation and scaling of hydrostratigraphic units: application of unsupervised machine learning and multivariate statistical techniques to hydrogeophysical data. *Hydrogeol. J.* 24, 2103–2122. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1452-5>
- Fröhlich, K., Fröhlich, W., Wittenberg, H., 1994. Determination of groundwater recharge by base flow separation, regional analysis in northeast China. Presented at the FRIEND: Flow Regimes from International Experimental and Network Data, Proceedings of the Braunschweig Conference, *IAHS Publ.*, pp. 69–76.
- Fulton, J.W., Koerkle, E.H., McAuley, S.D., Hoffman, S.A., Zarr, L.F., 2005. Hydrogeologic setting and conceptual hydrologic model of the Spring Creek Basin, Centre County, Pennsylvania (Investigation Report), *U.S. Geological Survey Scientific*. USGS, Pennsylvania.
- Galloway, D.L., Alley, W.M., Barlow, P.M., Relley, T.E., Tucci, P. (Eds.), 2003. Evolving issues and practices in managing ground-water resources: case studies on the role of science, U.S. Geological Survey circular. U.S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey, Reston, Va.



- Garcia-Fresca, B., Sharp, J.M., 2005. Hydrogeologic considerations of urban development: Urban-induced recharge, in: Reviews in Engineering Geology XVI: Humans as Geologic Agents. *Geological Society of America*, pp. 123–136. [https://doi.org/10.1130/2005.4016\(11\)](https://doi.org/10.1130/2005.4016(11))
- Garven, G., Appold, M.S., Toptygina, V.I., Hazlett, T.J., 1999. Hydrogeologic modeling of the genesis of carbonate-hosted lead-zinc ores. *Hydrogeol. J.* 7, 108–126. <https://doi.org/10.1007/s100400050183>
- Gellasch, C.A., Bradbury, K.R., Hart, D.J., Bahr, J.M., 2013. Characterization of fracture connectivity in a siliciclastic bedrock aquifer near a public supply well (Wisconsin, USA). *Hydrogeol. J.* 21, 383–399. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0914-7>
- Gil, L.B., 2007. Evaluación Hidrogeológica y vulnerabilidad intrínseca del sistema acuífero del Municipio de Nejapa, San Salvador, El Salvador (Master Scientiae). Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M.F.P., van Beek, L.P.H., 2012. Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature* 488, 197–200. <https://doi.org/10.1038/nature11295>
- Goodarzi, M., Abedi-Koupai, J., Heidarpour, M., Safavi, H.R., 2016. Evaluation of the Effects of Climate Change on Groundwater Recharge Using a Hybrid Method. *Water Resour. Manag.* 30, 133–148. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1150-4>
- Graf, R., Przybyłek, J., 2014. Estimation of Shallow Groundwater Recharge Using a Gis-Based Distributed Water Balance Model. *Quaest. Geogr.* 33. <https://doi.org/10.2478/quageo-2014-0027>
- Griebler, C., Avramov, M., Hose, G., 2019. Groundwater Ecosystems and Their Services: Current Status and Potential Risks, in: Schröter, M., Bonn, A., Klotz, S., Seppelt, R., Baessler, C. (Eds.), *Atlas of Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham, pp. 197–203. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0\\_31](https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_31)
- Guevara Retana, J.M., 2013. Estudio Hidrogeológico Área del Ingenio Azucarero El Angel, Jurisdicción de Apopa, departamento de San Salvador (No Publicado). San Salvador.
- Gustafsson, L.-G., Winberg, S., Refsgaard, A., 1997. Towards a distributed physically based model description of the urban aquatic environment. *Water Sci. Technol.* 36, 89–93.
- Hargreaves, G.H., Samani, Z.A., 1985. Reference Crop Evapotranspiration from Ambient Air Temperature. Present. 1985 Winter Meet. *Am. Soc. Agric. Eng. Chic.* IL 1. <https://doi.org/10.13031/2013.26773>

- Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T., Larsen, H., Lindgaard-Jorgensen, P., 2009. Integrated Water Resources Management in Action (The United Nations World Water Development Report), *Water in Changing World*. UNESCO, Francia.
- He, X., Koch, J., Sonnenborg, T.O., Jørgensen, F., Schamper, C., Christian Refsgaard, J., 2014. Transition probability-based stochastic geological modeling using airborne geophysical data and borehole data. *Water Resour. Res.* 50, 3147–3169. <https://doi.org/10.1002/2013WR014593>
- Healy, R.W., Cook, P.G., 2002. Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeol. J.* 10, 91–109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- Healy, R.W., Scanlon, B.R., 2010. Estimating Groundwater Recharge by Richard W. Healy [WWW Document]. Camb. Core. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511780745>
- Heppner, C.S., Nimmo, J.R., Folmar, G.J., Gburek, W.J., Risser, D.W., 2007. Multiple-methods investigation of recharge at a humid-region fractured rock site, Pennsylvania, USA. *Hydrogeol. J.* 15, 915–927. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0149-6>
- Herbert, C., Döll, P., 2019. Global Assessment of Current and Future Groundwater Stress With a Focus on Transboundary Aquifers. *Water Resour. Res.* 55, 4760–4784. <https://doi.org/10.1029/2018WR023321>
- Hernández, W., 2008. Aspectos geológicos que influyen en las aguas subterráneas y en la respuesta sísmica del Área Metropolitana de San Salvador. *Rev. ASIA-Asoc. Ing. Arquít.* 162, 29–41.
- Hernández, W., Jicha, B., 2019. Múltiple colapso sectorial del volcán de San Salvador, El Salvador, América Central. Universidad Tecnológica, San Salvador, El Salvador.
- Holden, J., Rose, R., 2011. Temperature and surface lapse rate change: A study of the UK’s longest upland instrumental record. *Int. J. Climatol.* 31, 907–919. <https://doi.org/10.1002/joc.2136>
- Holman, I.P., Tascone, D., Hess, T.M., 2009. A comparison of stochastic and deterministic downscaling methods for modelling potential groundwater recharge under climate change in East Anglia, UK: implications for groundwater resource management. *Hydrogeol. J.* 17, 1629–1641. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0457-8>

- Horn, M.A., Moore, R.B., Hayes, L., Flanagan, S.M., 2008. Methods for and Estimates of 2003 and Projected Water Use in the Seacoast Region, Southeastern New Hampshire (Report No. 2007–5157), *U.S. Geological Survey Scientific Investigations*. U.S. Geological Survey.
- Høyer, A.-S., Jørgensen, F., Sandersen, P.B.E., Viezzoli, A., Møller, I., 2015. 3D geological modelling of a complex buried-valley network delineated from borehole and AEM data. *J. Appl. Geophys.* 122, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.09.004>
- Ifediegwu, I.S., 2020. Groundwater recharge estimation using chloride mass balance: a case study of Nsukka local government area of Enugu State, Southeastern, Nigeria. *Model. Earth Syst. Environ.* 6, 799–810. <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00707-7>
- International Atomic Energy Agency, 1977. International Uranium Resources Evaluation Project IUREP, National Favorability Studies, El Salvador (Non Published). IAEA.
- Internationale Atomenergie-Organisation (Ed.), 1992. Statistical treatment of data on environmental isotopes in precipitation, *Technical reports series* / International Atomic Energy Agency. Vienna.
- Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ziaei, A.N., Alipoor, A., Joodavi, A., Brusseau, M.L., 2014. A framework toward developing a groundwater conceptual model. *Arab. J. Geosci.* 7, 3611–3631. <https://doi.org/10.1007/s12517-013-0971-9>
- Izuka, S.K., Engott, J.A., Rotzoll, K., Bassiouni, Maoya, Johnson, A.G., Miller, L.D., Mair, A., 2018. Volcanic Aquifers of Hawai'i - Hydrogeology, water budgets, and conceptual models (U.S. Geological Survey Scientific Investigations No. Report 2015-5164). USGS, USA.
- Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.-D., Ross, A., Arshad, M., Hamilton, S., 2016. Integrated Groundwater Management: An Overview of Concepts and Challenges, in: Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.-D., Ross, A. (Eds.), *Integrated Groundwater Management*. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–20. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_1)
- Jasechko, S., Taylor, R.G., 2015. Intensive rainfall recharges tropical groundwaters. *Environ. Res. Lett.* 10, 124015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124015>
- Jeppesen, J., Christensen, S., Ladekarl, U.L., 2011. Modelling the historical water cycle of the Copenhagen area 1850–2003. *J. Hydrol.* 404, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.12.022>

- Jiménez-Martínez, J., Aravena, R., Candela, L., 2011. The Role of Leaky Boreholes in the Contamination of a Regional Confined Aquifer. A Case Study: The Campo de Cartagena Region, Spain. *Water, Air, Soil Pollut.* 215, 311–327. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0480-3>
- Jyrkama, M.I., Sykes, J.F., 2007. The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario). *J. Hydrol.* 338, 237–250. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.036>
- Kendy, E., Zhang, Y., Liu, C., Wang, J., Steenhuis, T., 2004. Groundwater recharge from irrigated cropland in the North China Plain: case study of Luancheng County, Hebei Province, 1949–2000. *Hydrol. Process.* 18, 2289–2302. <https://doi.org/10.1002/hyp.5529>
- Kingdom, B., Liemberger, R., Marin, P., 2006. The Challenge of Reducing Non-Revenue Water (NRW) in Developing Countries. How the Private Sector Can Help: A Look at Performance-Based Service Contracting (Paper No. 8), *Water Supply and Sanitation Sector Board Paper Issues*. The World Bank, Washington, DC.
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J.J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C.B., Velasco, E., Pulido-Velazquez, M., 2014. Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *J. Hydrol.* 518, 250–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037>
- Konikow, L.F., Bredehoeft, J.D., 1992. Ground-water models cannot be validated. *Adv. Water Resour.* 15, 75–83. [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(92\)90033-X](https://doi.org/10.1016/0309-1708(92)90033-X)
- Kpegli, K.A.R., Alassane, A., van der Zee, S.E.A.T.M., Boukari, M., Mama, D., 2018. Development of a conceptual groundwater flow model using a combined hydrogeological, hydrochemical and isotopic approach: A case study from southern Benin. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 18, 50–67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.06.002>
- Kruse, E., Carol, E., Mancuso, M., Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A., 2013. Recharge assessment in an urban area: a case study of La Plata, Argentina. *Hydrogeol. J.* 21, 1091–1100. <https://doi.org/10.1007/s10040-013-0981-4>
- Lerner, D.N., 2002. Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeol. J.* 10, 143–152. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1>
- Lerner, D.N., 1990. Groundwater recharge in urban areas. Presented at the Hydrological Process and Water Management in Urban Areas. *IAHS*, Duisberg, pp. 59–66.

- Lewis, F.M., Walker, G.R., 2002. Assessing the potential for significant and episodic recharge in southwestern Australia using rainfall data. *Hydrogeol. J.* 10, 229–237. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0172-6>
- Lexa, J., Šebesta, J., Chavez, J.A., Hernández, W., Pécskay, Z., 2012. Geology and volcanic evolution in the southern part of the San Salvador Metropolitan Area. *J. Geosci.* 56, 106–140. <https://doi.org/10.3190/jgeosci.088>
- Lihe, Y., Hu, G., Huang, J., Wen, D., Dong, J., Wang, X., Li, H., 2011. Groundwater-recharge estimation in the Ordos Plateau, China: comparison of methods. *Hydrogeol. J.* 19, 1563–1575. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0777-3>
- Lin, L., Lin, H., Xu, Y., 2014. Characterisation of fracture network and groundwater preferential flow path in the Table Mountain Group (TMG) sandstones, South Africa. *Water SA* 40, 263. <https://doi.org/10.4314/wsa.v40i2.8>
- Mair, A., Hagedorn, B., Tillery, S., El-Kadi, A.I., Westenbroek, S., Ha, K., Koh, G.-W., 2013. Temporal and spatial variability of groundwater recharge on Jeju Island, Korea. *J. Hydrol.* 501, 213–226. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.08.015>
- Manna, F., Murray, S., Abbey, D., Martin, P., Cherry, J., Parker, B., 2019. Spatial and temporal variability of groundwater recharge in a sandstone aquifer in a semiarid region. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 2187–2205. <https://doi.org/10.5194/hess-23-2187-2019>
- Marchant, A.P., Banks, V.J., Royse, K., Quigley, S.P., Wealthall, G.P., 2011. An initial screening tool for water resource contamination due to development in the Olympic Park 2012 site, London. *Environ. Earth Sci.* 64, 483–495. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0872-0>
- Marlow, D.R., Moglia, M., Cook, S., Beale, D.J., 2013. Towards sustainable urban water management: A critical reassessment. *Water Res.* 47, 7150–7161. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.046>
- MARN, 2018. Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático (Comunicación Nacional). Gobierno de El Salvador, San Salvador, El Salvador.
- MARN, 2017. Directrices para la zonificación ambiental y los usos del suelo para el volcán de San Salvador y zonas aledañas, Órgano Ejecutivo en el Ramo de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- MARN, 2016. Plan Nacional de Gestión Integrada del Recurso Hídrico de El Salvador, con énfasis en Zonas Prioritarias (Versión Preliminar). Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, San Salvador, El Salvador.
- MARN, 2013. 2a Comunicación Nacional sobre Cambio Climático (Comunicación Nacional). Gobierno de El Salvador, San Salvador, El Salvador.
- MARN, OPAMSS, 2012. Mapa de Uso de Suelos de la Subregión Metropolitana de San Salvador.
- Marrero-Díaz, R., Alcalá, F., Pérez, N., López, D., Melián, G., Padrón, E., Padilla, G., 2015. Aquifer Recharge Estimation through Atmospheric Chloride Mass Balance at Las Cañadas Caldera, Tenerife, Canary Islands, Spain. *Water* 7, 2451–2471. <https://doi.org/10.3390/w7052451>
- Martínez-Díaz, J.J., Álvarez-Gómez, J.A., Benito, B., Hernández, D., 2004. Triggering of destructive earthquakes in El Salvador. *Geology* 32, 65. <https://doi.org/10.1130/G20089.1>
- Martínez-Díaz, José J., Plaza de Mulas, Marcos, Alonso-Henar, Jorge, Álvarez-Gómez, José Antonio, 2017. Morfotectonic and seismotectonic evidences of a large seismic source near San Salvador: The Guaycume Fault.
- Martínez-Santos, P., Martínez-Alfaro, P.E., Sanz, E., Galindo, A., 2010a. Daily scale modelling of aquifer–river connectivity in the urban alluvial aquifer in Langreo, Spain. *Hydrogeol. J.* 18, 1525–1537. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0613-1>
- Martínez-Santos, P., Pedretti, D., Martínez-Alfaro, P.E., Conde, M., Casado, M., 2010b. Modelling the Effects of Groundwater-Based Urban Supply in Low-Permeability Aquifers: Application to the Madrid Aquifer, Spain. *Water Resour. Manag.* 24, 4613–4638. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9682-0>
- Maxey, G.B., 1964. Hydrostratigraphic units. *J. Hydrol.* 2, 124–129. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(64\)90023-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(64)90023-X)
- McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrol. Sci. J.* 61, 2295–2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- McKenzie, J.M., Siegel, D.I., Patterson, W., McKenzie, D.J., 2001. A geochemical survey of spring water from the main Ethiopian rift valley, southern Ethiopia: implications for well-head protection. *Hydrogeol. J.* 9, 265–272. <https://doi.org/10.1007/s100400100134>

- McLean, J., Cleveland, S.B., Rotzoll, K., Izuka, S.K., Leigh, J., Jacobs, G.A., 2019. The “Ike Wai Hawaii” i Groundwater Recharge Tool. Presented at the Gateways 2019, San Diego, CA, USA, p. 6.
- Meixner, T., Manning, A.H., Stonestrom, D.A., Allen, D.M., Ajami, H., Blasch, K.W., Brookfield, A.E., Castro, C.L., Clark, J.F., Gochis, D.J., Flint, A.L., Neff, K.L., Niraula, R., Rodell, M., Scanlon, B.R., Singha, K., Walvoord, M.A., 2016. Implications of projected climate change for groundwater recharge in the western United States. *J. Hydrol.* 534, 124–138. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.027>
- Menció, A., Folch, A., Mas-Pla, J., 2010. Analyzing Hydrological Sustainability Through Water Balance. *Environ. Manage.* 45, 1175–1190. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9461-y>
- Meyer-Abich, H., 1960 El Salvador, mit eine Karte und einem Profil. In: HOFFSTETTER R (ed) Lexique Stratigraphique International 5 Amérique Latine, fas 2a Amérique Centrale. Paris.
- Mitchell, V.G., McMahon, T.A., Mein, R.G., 2003. Components of the Total Water Balance of an Urban Catchment. *Environ. Manage.* 32, 735–746. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-2062-2>
- Monreal, R., Rangel-Medina, M., Grijalva-Montolla, A., Minjarez-Sosa, I., Morales-Montaño, M., 2011. Metodología para la definición de unidades hiroestratigráficas: caso del acuífero del valle del río Yaqui. Sonora. México. *Bol. Soc. Geológica Mex.* 63, 119–135.
- Mora, A., Rosales-Lagarde, L., Hernández-Antonio, A., Mahlknecht, J., 2017. Hydrogeochemistry of Groundwater Supplied to the City of Monterrey, Mexico. *Procedia Earth Planet. Sci.* 17, 356–359. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.090>
- Moya, C.E., Raiber, M., Cox, M.E., 2014. Three-dimensional geological modelling of the Galilee and central Eromanga basins, Australia: New insights into aquifer/aquitard geometry and potential influence of faults on inter-connectivity. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 2, 119–139. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.08.007>
- Muldoon, M., Simo, J. (Toni), Bradbury, K., 2001. Correlation of hydraulic conductivity with stratigraphy in a fractured-dolomite aquifer, northeastern Wisconsin, USA. *Hydrogeol. J.* 9, 570–583. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0165-5>

- Naclerio, G., Petrella, E., Nerone, V., Allocca, V., De Vita, P., Celico, F., 2008. Influence of topsoil of pyroclastic origin on microbial contamination of groundwater in fractured carbonate aquifers. *Hydrogeol. J.* 16, 1057–1064. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0297-y>
- Naik, P.K., Tambe, J.A., Dehury, B.N., Tiwari, A.N., 2008. Impact of urbanization on the groundwater regime in a fast growing city in central India. *Environ. Monit. Assess.* 146, 339–373. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0084-6>
- Naranjo, G., Cruz-Fuentes, T., Cabrera, Ma. del C., Custodio, E., 2015. Estimating Natural Recharge by Means of Chloride Mass Balance in a Volcanic Aquifer: Northeastern Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Water* 7, 2555–2574. <https://doi.org/w10.3390/7062555>
- Nastev, M., Rivera, A., Lefebvre, R., Martel, R., Savard, M., 2005. Numerical simulation of groundwater flow in regional rock aquifers, southwestern Quebec, Canada. *Hydrogeol. J.* 13, 835–848. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0445-6>
- Neal, C., Kirchner, J.W., 2000. Sodium and chloride levels in rainfall, mist, streamwater and groundwater at the Plynlimon catchments, mid-Wales: inferences on hydrological and chemical controls. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4, 295–310. <https://doi.org/10.5194/hess-4-295-2000>
- Nemaxwi, P., Odiyo, J.O., Makungo, R., 2019. Estimation of groundwater recharge response from rainfall events in a semi-arid fractured aquifer: Case study of quaternary catchment A91H, Limpopo Province, South Africa. *Cogent Eng.* 6. <https://doi.org/10.1080/23311916.2019.1635815>
- Ng, G.-H.C., McLaughlin, D., Entekhabi, D., Scanlon, B.R., 2010. Probabilistic analysis of the effects of climate change on groundwater recharge: Effects of climate change on groundwater recharge. *Water Resour. Res.* 46, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2009WR007904>
- Ochoa-González, G.H., Carreón-Freyre, D., Cerca, M., López-Martínez, M., 2015. Assessment of groundwater flow in volcanic faulted areas. A study case in Queretaro, Mexico. *Geofísica Int.* 54, 199–220. <https://doi.org/10.1016/j.gi.2015.04.016>
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., McMillan, S., 2010. Urbanization Effects on Watershed Hydrology and In-Stream Processes in the Southern United States. *Water* 2, 605–648. <https://doi.org/10.3390/w2030605>



- Owen, R., Mirghani, M., Diene, M., Tuinhof, A., Taylor, P., 2010. Groundwater Management in IWRM. Training Manual. Cap-Net GW-MATE World Bank.
- Pedrazzi, D., Sunye-Puchol, I., Aguirre-Díaz, G., Costa, A., Smith, V.C., Poret, M., Dávila-Harris, P., Miggins, D.P., Hernández, W., Gutiérrez, E., 2019. The Ilopango Tierra Blanca Joven (TBJ) eruption, El Salvador: Volcano-stratigraphy and physical characterization of the major Holocene event of Central America. *J. Volcanol. Geotherm. Res.* 377, 81–102. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2019.03.006>
- Pham, H.V., Tsai, F.T.-C., 2017. Modeling complex aquifer systems: a case study in Baton Rouge, Louisiana (USA). *Hydrogeol. J.* 25, 601–615. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1532-6>
- PNUD, P. de las N.U. para el D., 1972. Estudio sobre las aguas subterráneas en la zona metropolitana de San Salvador (No Publicado). PNUD, San Salvador.
- Prasanna, M.V., Chidambaram, S., Shahul Hameed, A., Srinivasamoorthy, K., 2010. Study of evaluation of groundwater in Gadilam basin using hydrogeochemical and isotope data. *Environ. Monit. Assess.* 168, 63–90. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1092-5>
- Protección Civil, 2016. Alerta Naranja para el área metropolitana de San Salvador para la implementación de medidas emergentes para el abastecimiento de agua potable.
- Rawling, G.C., Goodwin, L.B., Wilson, J.L., 2001. Internal architecture, permeability structure, and hydrologic significance of contrasting fault-zone types. *Geology* 29, 43–46. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(2001\)029<0043:IAPSAH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(2001)029<0043:IAPSAH>2.0.CO;2)
- Rew, R., Davis, G., Emmerson, S., Cormack, C., Caron, J., Pincus, R., Hartnett, E., Heimbigner, D., Lynton Appel, Fisher, W., 1989. Unidata NetCDF. UCAR/NCAR - Unidata. <https://doi.org/10.5065/D6H70CW6>
- Reynolds, J.H., 1980. Late Tertiary Volcanic Stratigraphy of Northern Central America. *Bull. Volcanol.* 43, 601–607.
- Rico, M.A., Bourne, W.C., Menéndez, M.E., 1965. Levantamiento General de Suelos de la República de El Salvador.
- Rman, N., 2016. Hydrogeochemical and isotopic tracers for identification of seasonal and long-term over-exploitation of the Pleistocene thermal waters. *Environ. Monit. Assess.* 188, 242. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5250-2>

- Rojas, R., Feyen, L., Dassargues, A., 2008. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging: EVALUATING CONCEPTUAL MODEL. *Water Resour. Res.* 44. <https://doi.org/10.1029/2008WR006908>
- Ross, M., Parent, M., Lefebvre, R., 2005. 3D geologic framework models for regional hydrogeology and land-use management: a case study from a Quaternary basin of southwestern Quebec, Canada. *Hydrogeol. J.* 13, 690–707. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0365-x>
- Rushton, K.R., Ward, C., 1979. The estimation of groundwater recharge. *J. Hydrol.* 41, 345–361. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90070-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90070-2)
- Sanz, D., Gómez-Alday, J.J., Castaño, S., Moratalla, A., De las Heras, J., Martínez-Alfaro, P.E., 2009. Hydrostratigraphic framework and hydrogeological behavior of the Mancha Oriental System (SE Spain). *Hydrogeol. J.* 17, 1375–1391. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0446-y>
- Sappa, G., Barbieri, M., Ergul, S., Ferranti, F., 2012. Hydrogeological Conceptual Model of Groundwater from Carbonate Aquifers Using Environmental Isotopes ( $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^2\text{H}$ ) and Chemical Tracers: A Case Study in Southern Latium Region, Central Italy. *J. Water Resour. Prot.* 04, 695–716. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.49080>
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G., 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeol. J.* 10, 18–39.
- Scanlon, B.R., Keese, K.E., Flint, A.L., Flint, L.E., Gaye, C.B., Edmunds, W.M., Simmers, I., 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol. Process.* 20, 3335–3370. <https://doi.org/10.1002/hyp.6335>
- Schirmer, M., Leschik, S., Musolff, A., 2013. Current research in urban hydrogeology – A review. *Adv. Water Resour.* 51, 280–291. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>
- Schmidt-Thomé, M., 1975. The geology in the San Salvador area (El Salvador, Central America), a basis for city development and planning. *Geol Jb* 13, 207–228.
- Schosinsky, G., 2006. Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un Balance Hídrico de Suelos. *Rev. Geológica América Cent.* 34, 13–30.
- Schulzweida, U., 2019. CDO User Guide. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3539275>

- Schwartz, F.W., Liu, G., Yu, Z., 2020. HESS Opinions: The myth of groundwater sustainability in Asia. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 24, 489–500. <https://doi.org/10.5194/hess-24-489-2020>
- Seiler, K.-P., Gat, J.R., 2007. Groundwater recharge from run-off, infiltration and percolation, *Water science and technology library*. Springer, Dordrecht.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N., Kumar, G., 2017. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. *Water Resour. Ind.* 17, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.02.002>
- Servicio Hidrológico Nacional, 2005. Balance Hídrico Integrado y Dinámico de El Salvador. Componente Evaluación de Recursos Hídricos. Servicio Nacional de Estudios Territoriales, San Salvador.
- Shaffer, K.H., Runkle, D. I., 2007. Consumptive Water-Use Coefficients for the Great Lakes Basin and Climatically Similar Areas (Report No. 2007–5197), *U.S. Geological Survey Scientific Investigations*. U.S. Geological Survey.
- Sharp, J.M., 2010. The impacts of urbanization on groundwater systems and recharge. *AQUAmundi - J. Water Sci.* 051–056. <https://doi.org/10.4409/Am-004-10-0008>
- Shrestha, S., Bach, T.V., Pandey, V.P., 2016. Climate change impacts on groundwater resources in Mekong Delta under representative concentration pathways (RCPs) scenarios. *Environ. Sci. Policy* 61, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.03.010>
- Siles, P., Vaast, P., Dreyer, E., Harmand, J.-M., 2010. Rainfall partitioning into throughfall, stemflow and interception loss in a coffee (*Coffea arabica* L.) monoculture compared to an agroforestry system with *Inga densiflora*. *J. Hydrol.* 395, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.005>
- Smith, E.A., Westenbroek, S.M., 2015. Potential Groundwater Recharge for the State of Minnesota using the Soil-Water-Balance model, 1996-2010 (U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report No. 2015–5038).
- Solomon, S., Intergovernmental Panel on Climate Change, Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds.), 2007. Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge; New York.

- Sophocleous, M., 2005. Groundwater recharge and sustainability in the High Plains aquifer in Kansas, USA. *Hydrogeol. J.* 13, 351–365. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0385-6>
- Sophocleous, M., 1993. Comparative review and synthesis of ground-water recharge estimates for the Great Bend Prairie aquifer of Kansas. *Curr. Res. Kans. Geol. Surv.* 235, 41–54.
- Stanton, J.S., Ryter, D.W., Peterson, S.M., 2012. Effects of Linking a Soil-Water-Balance Model with a Groundwater-Flow Model. *Ground Water J.* 51, 613–622. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2012.01000.x>
- Stavridis, Ch., Patsakidou, Th., Katsifarakis, K.L., 2017. Use of Groundwater Resources in Urban Areas. Environmental Benefits and Cost Considerations, in: *Procedia Environmental Sciences*. Presented at the International Conference on Sustainable Synergies from Buildings to the Urban Scale, SBE16, Elsevier, pp. 860–866.
- Steenhuis, T.S., Van Der Molen, W.H., 1986. The Thornthwaite-Mather procedure as a simple engineering method to predict recharge. *J. Hydrol.* 84, 221–229. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90124-1](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90124-1)
- Steward, D.R., Allen, A.J., 2016. Peak groundwater depletion in the High Plains Aquifer, projections from 1930 to 2110. *Agric. Water Manag.* 170, 36–48. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.003>
- Striggow, B., Deatrck, J., Johnson, H., 2017. Groundwater Sampling (SESD Operating Procedure No. SESDPROC-301-R4). U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.
- Takem, G.E., Chandrasekharam, D., Ayonghe, S.N., Thambidurai, P., 2010. Pollution characteristics of alluvial groundwater from springs and bore wells in semi-urban informal settlements of Douala, Cameroon, Western Africa. *Environ. Earth Sci.* 61, 287–298. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0342-8>
- Taylor, A.R., Harrington, G.A., Clohessy, S., Dawes, W.R., Crosbie, R.C., Doble, R.C., Wohling, D.L., Batle-Aguilar, J., Davis, P.J., Thomas, M., Suckow, A., 2018. Hydrogeological assessment of the Grant Group and Poole Sandstone – Fitzroy catchment, Western Australia (A Technical Report to the Australian Government from the CSIRO Northern Australia Water Resource Assessment), Part of the National after Infrastructure Development Fund: *Water Resource Assessments*. CSIRO, Australia.

- Tenorio Mejía, J., D'Amore, F., Gerardo, J.Y., 1997. Understanding the Hydrological Processes of the Berlin Geothermal Field, El Salvador, Based on Stable Isotope Data. Presented at the Twenty-Second Workshop on Geothermal Reservoir Engineering, California, pp. 27–29.
- Theis, C.V., 1940. The source of water derived from wells. *Civ. Eng.* 10, 277–280.
- Thornthwaite, C.W., 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Centerton, N.J.
- Thornthwaite, C.W., 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geogr. Rev.* 38, 55–94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Thornthwaite, C.W., Mather, J.R., 1955. The Water Balance. *Publ. Climatol.* Drexel Inst. Technol. 8, 1–104.
- Ting, C.-S., Kerh, T., Liao, C.-J., 1998. Estimation of groundwater recharge using the chloride mass-balance method, Pingtung Plain, Taiwan. *Hydrogeol. J.* 6, 282–292. <https://doi.org/10.1007/s100400050151>
- Touhami, I., Chirino, E., Andreu, J.M., Sánchez, J.R., Moutahir, H., Bellot, J., 2015. Assessment of climate change impacts on soil water balance and aquifer recharge in a semiarid region in south east Spain. *J. Hydrol.* 527, 619–629. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.012>
- Travelletti, J., Malet, J.-P., 2012. Characterization of the 3D geometry of flow-like landslides: A methodology based on the integration of heterogeneous multi-source data. *Eng. Geol.* 128, 30–48. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2011.05.003>
- Tubau, I., Vázquez-Suñé, E., Jurado, A., Carrera, J., 2014. Using EMMA and MIX analysis to assess mixing ratios and to identify hydrochemical reactions in groundwater. *Sci. Total Environ.* 470–471, 1120–1131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.121>
- Tuinhof, A., Dumars, C., Foster, S., Kemper, K., Garduño, H., Nanni, M., 2002. Gestión de Recursos de Agua Subterránea. Una introducción a su alcance y práctica (Serie de Notas Informativas), Gestión Sustentable del Agua Subterránea. Conceptos y Herramientas. World Bank. GW MATE.
- Urrutia, J., Jódar, J., Medina, A., Herrera, C., Chong, G., Urqueta, H., Luque, J.A., 2018. Hydrogeology and sustainable future groundwater abstraction from the Agua Verde aquifer in the Atacama Desert, northern Chile. *Hydrogeol. J.* <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1740-3>

- Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Tubau, I., Sánchez-Vila, X., Soler, A., 2010. An approach to identify urban groundwater recharge. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 2085–2097. <https://doi.org/10.5194/hess-14-2085-2010>
- Wakode, H.B., Baier, K., Jha, R., Azzam, R., 2018. Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 6, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003>
- Wang, L., Dong, Y., Xu, Z., Qiao, X., 2017. Hydrochemical and isotopic characteristics of groundwater in the northeastern Tennger Desert, northern China. *Hydrogeol. J.* 25, 2363–2375. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1620-2>
- Weber, H.S., Wisemann, G., Wittekindt, H., 1974. Geologische Übersichtskarte der Republik El Salvador.
- Weissmann, G.S., Carle, S.F., Fogg, G.E., 1999. Three-dimensional hydrofacies modeling based on soil surveys and transition probability geostatistics. *Water Resour. Res.* 35, 1761–1770. <https://doi.org/10.1029/1999WR900048>
- Westenbroek, S.M., Engott, J.A., Kelson, V.A., Hunt, R.J., 2018. SWB Version 2.0—A soil-water-balance code for estimating net infiltration and other water-budget components (Report No. 6-A59), Techniques and Methods. Reston, VA. <https://doi.org/10.3133/tm6A59>
- Westenbroek, S.M., Kelson, V.A., Dripps, W.R., Hunt, R.J., Bradbury, K.R., 2010. SWB - A Modified Thornthwaite-Mather Soil-Water-Balance Code for Estimating Groundwater Recharge. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A31.
- Weyl, R., 1961a. Die Geologie Mittelamerikas. Gebrüder Bornträger. Berlin.
- Williams, H., Meyer-Abich, H., 1955. Volcanism in the southern part of El Salvador with particular reference to the collapse basins of Coatepeque and Ilopango. *Univ Calif Publ Geol Sci* 32, 1–64.
- Woodward, E., Nielsen, R.D., Kluth, R., Plummer, A., Mullem, J.V., Conaway, G., Gburek, W.J., Cooley, K., Hjelmfelt, Jr, A.T., Ferreira, V.A., Hawkins, R.H., Fox\_Moody, H., 2004. Hydrologic Soil-Cover Complexes, in: National Engineering Handbook, Engineering Field Handbook. SCS, United States of America, p. 14.
- Wright, K.A., Xu, Y., 2000. A water balance approach to the sustainable management of groundwater in South Africa. *Water SA* 26, 167–170.

- Yang, Y., Lerner, D.N., Barrett, M.H., Tellam, J.H., 1999. Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. *Environ. Geol.* 38, 183–198.
- Yihdego, Y., Waqar, M., 2017. The Move from Safe Yield to Sustainability and Manage Yield. *Glob. J. Hum. -Soc. Sci.* XVII, 24–29.

# **Anexo 1**

Artículo publicado en Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana

Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja.



## Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja

*Geological controls upon groundwater flux and pumping rates distribution associated to a complex volcanic structure*

Marcia Barrera-de-Calderón<sup>1,2,\*</sup>, Jaime Garfias<sup>1</sup>, Richard Martel<sup>3</sup>, Javier Salas-García<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, 50130, Edo. México, México.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires del 30 de julio, Ciudad Universitaria, San Salvador, El Salvador.

<sup>3</sup> Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), Québec, QC G1K 9A9, Canadá.

<sup>4</sup> Facultad de ingeniería (FI-UAEM), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, 50130, Edo. México, México.

\* Autor para correspondencia: (M. Barrera-de-Calderón) [marciadcalderon@gmail.com](mailto:marciadcalderon@gmail.com)

### Cómo citar este artículo:

Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., Salas-García, J., 2021, Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja: Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 73 (1), A170820. <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2021v73n1a170820>

Manuscrito recibido:  
Manuscrito corregido:  
Manuscrito aceptado:

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

## RESUMEN

El conocimiento del flujo de agua subterránea es de suma importancia para la planificación sostenible de los recursos hídricos, especialmente en regiones con demandas crecientes de agua. En el presente estudio, la distribución de los materiales geológicos y la geología estructural han sido integradas en un Modelo Hidrostratigráfico Tridimensional (THM) para evaluar el comportamiento del flujo de agua subterránea en el acuífero de San Salvador, localizado en la porción oriental del volcán de San Salvador. La información geológica fue analizada, clasificada, reinterpretada y correlacionada a partir de informes de perforación de pozos y del mapa geológico nacional para agrupar capas con características geológicas similares, las cuales fueron relacionadas con sus propiedades hidráulicas para definir las Unidades Hidrostratigráficas (UHE) que conforman el acuífero. En el dominio de las UHE, se evaluó la distribución de las fallas, conductividad hidráulica y rendimiento de los pozos existentes en el acuífero para evaluar su relación con el flujo de agua subterránea. El modelo evidenció la existencia de seis unidades hidrostratigráficas (UHE) intercaladas y formadas por piroclasto y toba con la conductividad hidráulica (K) más baja de  $10^{-2}$  a  $1 \text{ m/d}$ , lava basáltica y andesítica fracturada con valores de K entre  $1$  y  $10^1 \text{ m/d}$ , y escoria con K más alta de  $10^1$  hasta aproximadamente  $10^3 \text{ m/d}$ . El modelo también mostró el desplazamiento de los bloques asociados al graben central en la Zona de Falla de El Salvador (ZFES) particularmente en el sur y este de la zona de estudio.

## ABSTRACT

Groundwater flux knowledge is of supreme importance for sustainable water resources planning, mainly in highly rising water demand regions. Distribution of geologic material and structural geology have been incorporated in a Tridimensional Hydrostratigraphic Model (THM) in order to assess groundwater flow occurrence in San Salvador aquifer, located in the east portion of San Salvador volcano. Geologic data have been analyzed, classified, reinterpreted and correlated from bore drilling reports and geology map of the zone to define layers with similar geologic characteristics. These layers were related with their hydraulic properties in order to define Hydrostratigraphic Units (UHE) in the aquifer. Faults distribution, hydraulic conductivity and water rate production in wells were spatially analyzed and correlated for assessing the groundwater occurrence. The model showed the existence of six interbedded UHE formed by pyroclastic and tuff material with the lowest hydraulic conductivity (K) from  $10^{-2}$  –  $1 \text{ m/d}$ , fractured andesitic and basaltic lava with K values between  $1$  –  $10^1 \text{ m/d}$ , and volcanic scoria with the highest K from  $10^1$  to around  $10^3 \text{ m/d}$ . The model also showed the displacement of blocks associated to Central Graben in the Zone Fault of El Salvador (ZFES), specially at south and east of the study area. Results showed that the low production Cuscatlán pyroclastic and tuffs material UHE extends throughout the study area and it is exploited by most of productive water wells in the Metropolitan Area of San Salvador (AMSS). While Cuscatlán and San Salvador lavas UHE are less extensive, locally exploited, even though they are more productive and are classified as good aquifers, mainly near geologic faults. Meanwhile, Plan de La Laguna Escoria UHE is small, nevertheless, is the most productive of the area and densely fractured. Furthermore,

## **Anexo 2**

Artículo en prensa, revista Tecnología y Ciencias del Agua 12(5), 2021

Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador

Jiutepec, Morelos, a 16 de septiembre de 2020.

**MARCIA LIZETH BARRERA-DE-CALDERÓN**  
**JAIME GARFIAS**  
**JAVIER SALAS-GARCÍA**  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO  
**RICHARD MARTEL**  
UNIVERSIDAD DE QUEBEC

P R E S E N T E S

Por instrucciones de la doctora Graciela Herrera Zamarrón, editora en Hidrología Subterránea de la revista *Tecnología y ciencias del agua*, tengo el agrado de informarles que su trabajo **“Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador”** (ID 2353) fue aceptado para su publicación y se incluirá en el volumen 12, núm. 5, correspondiente a septiembre-octubre de 2021.

Sin más por el momento, aprovecho la ocasión para enviarles una sincera felicitación.

ATENTAMENTE  
LA COORDINADORA EDITORIAL

  
LIC. HELENA RIVAS LÓPEZ

## **Anexo 3**

Artículo en prensa, revista Tecnología y Ciencias del Agua 13 (2), 2022

Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea  
en regiones húmedas con clima tropical.



**MEDIO AMBIENTE**  
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



**IMTA**  
INSTITUTO MEXICANO  
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA



Jiutepec, Morelos, a 3 de abril de 2021.

**MARCIA LIZETH BARRERA DE CALDERÓN**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR EL SALVADOR

INSTITUTO INTERAMERICANO DE TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA (IITCA)

**JAIME GARFIAS**

INSTITUTO INTERAMERICANO DE TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA (IITCA)

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO (UAEM)

**RICHARD MARTEL**

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS ETE)

UNIVERSIDAD DE QUEBEC, CANADÁ

**JAVIER SALAS GARCÍA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

P R E S E N T E

Por instrucciones de la Dra. Graciela Herrera Zamarrón, editora en Hidrología Subterránea de la revista *Tecnología y ciencias del agua*, tengo el agrado de informarles que su trabajo **“Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical”** (ID 2907) fue aceptado para su publicación y se incluirá en el volumen 13, núm. 2, correspondiente a marzo-abril de 2022.

Sin más por el momento, aprovecho la ocasión para enviarles una sincera felicitación.

ATENTAMENTE  
LA COORDINADORA EDITORIAL

LIC. HELENA RIVAS LÓPEZ

---

Paseo Cuauhnáhuac 8532, Progreso, 62550 Jiutepec, Morelos, México. Teléfono: + (52) (777) 329 3600, exts. 532 y 605, fax: 329 3670 y 329 3681, Coordinación editorial y proceso de arbitraje: [tyca.ojs@gmail.com](mailto:tyca.ojs@gmail.com). Suscripciones: [comercializa@italoc.imta.mx](mailto:comercializa@italoc.imta.mx). Registrada en Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • EBSCO (Fuente Académica Premier NISC, Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts) • Elsevier (Fluid Abstracts, Process Engineering, Fluid Abstracts: Civil Engineering) • CAB Abstracts, CAB International • Latindex (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • Catálogo Hela (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • Actualidad Iberoamericana, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología • Sistema de Información Científica Redalyc, Universidad Autónoma del Estado de México. Otras fuentes: también puede encontrarse su acervo en [Google académico](https://scholar.google.com/).