



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

INSTITUTO INTERAMERICANO DE TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA

**Evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea
desde un enfoque hidrodinámico basado en un modelo
numérico unidimensional**

Tesis que para obtener el grado de:
Maestro en Ciencias del Agua

Presenta:

Eduardo Enríquez Sánchez

Tutor Académico:
Dr. en Ing. Jaime Gárfias Soliz

Tutor Adjunto:
Dr. en H. Marco Barahona Palomo

RESUMEN

En México los vertederos siguen siendo el método preferido para la eliminación de residuos sólidos debido a su bajo costo y mantenimiento, sin embargo, la naturaleza en las que operan este tipo de sitios se consideran una amenaza para el medio ambiente, especialmente aquellos que no se mantienen y controlan adecuadamente. El propósito de este trabajo consiste en evaluar el riesgo de contaminación del agua subterránea por efecto de la disposición final de residuos sólidos considerando la hidrodinámica de la zona no saturada, así como procesos de flujo y transporte de solutos. Para ello, se siguió un esquema de trabajo que combina el análisis de la carga contaminante y la fragilidad de la zona no saturada englobados en la ejecución y manejo de un modelo numérico unidimensional. Esto se logró a través de 4 etapas: 1) análisis de la carga contaminante derivada de los sitios de disposición final; 2) evaluación de la fragilidad del acuífero a la contaminación, debido a las características de los substratos que cubren el acuífero; 3) modelación y simulación del transporte de solutos y 4) la estimación del riesgo de contaminación del agua subterránea de forma puntual en el Valle de Toluca. Los resultados obtenidos reafirman que los sitios con un alto nivel de riesgo son: el Sitio No. 4 Metepec y el Sitio No. 5 Mexicaltzingo, también evidencian que la naturaleza de su zona no saturada fue determinante en el transporte de contaminantes, por lo que el agua subterránea circundante a la periferia de estos sitios no es apta para consumo humano. Por su parte, los sitios catalogados como rellenos sanitarios: sitio 6, 7 y 8 la geomembrana tipo: natural asumida como parte del revestimiento en la parte inferior de estos sitios controló de forma significativa el transporte dentro del perfil, de ahí que, el transporte de soluto no excedió los primeros cuatro metros de profundidad. Por lo cual, estos sitios manifiestan un riesgo bajo o nulo, igualmente los sitios 1, 2 y 3 poseen un riesgo bajo o nulo influenciado principalmente por tener espesores de zona no saturada importantes, además la conformación de su perfil litológico lo integran materiales arcillosos y limosos, de modo que, disponen de valores de permeabilidad bajos que retardan el transporte del soluto dentro del perfil. Desde el ámbito ambiental y tecnológico, el estudio revela que la geomembrana constituida de arcilla situada sobre la base de los rellenos sanitarios a prueba de fugas y contención de lixiviado es efectiva para contención y retardo en el transporte de lixiviados, de tal forma que es recomendable la construcción de este tipo de sitios en comparación con los vertederos.

AGRADECIMIENTOS

A mis hermanas 🧑🏻🧑🏻, porque han sido de las principales personas involucradas en motivarme en la vida y para que este proyecto fuera posible.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) 🇲🇽, por la beca que me otorgaron para cursar mis estudios de Maestría dentro del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx).

A la Universidad de Costa Rica 🇸🇨, a toda la Escuela Centroamericana de Geología, en especial al Dr. Marco Barahona, la M. Sc. Ingrid Vargas y el M. Erick Orozco, por su generoso recibimiento durante la pasantía realizada, y quienes con sus enseñanzas y valiosas opiniones aportaron a la mejora de este proyecto.

A Adriana Hernández, porque la ayuda que me brindaste fue sumamente importante, estuviste a mi lado inclusive en los momentos y situaciones más tormentosas, siempre de hombro a hombro. No fue sencillo culminar con éxito este proyecto, sin embargo, siempre estuviste motivándome y ayudándome hasta donde tus alcances lo permitían, incluso más que eso. Gracias Adri 🇲🇽.

Al Dr. Jaime Gárfias Soliz 🇲🇽, porque con todo el apoyo, dedicación y entusiasmo que me brindó terminé conociendo un excelente investigador, pero sobre todo un gran ser humano. Gracias por darme la oportunidad de trabajar con usted, realmente fue una gran experiencia.

Al Dr. José Luis Expósito 🇲🇽 y la Dra. Esteller 🇲🇽, quienes fueron los precursores en conducirme hasta este nivel académico e inculcarme el gusto por la hidrogeología a la cual le he tomado mucho amor y cariño.

A los Sinodales, por sus acertadas opiniones para el mejoramiento de esta tesis.

DEDICATORIAS

A Dios 🙏...

Tu amor y tu bondad no tienen fin, me permites sonreír ante todos mis logros que son resultado de tu ayuda, y cuando caigo y me pones a prueba, aprendo de mis errores y me doy cuenta de que los pones frente a mí para que mejore como ser humano, y crezca de diversas maneras.

A mis padres 👨👩❤️...

*Por haberme forjado como la persona que soy en la actualidad; muchos de mis logros se los debo a ustedes entre los que se incluye este. Me formaron con reglas y con algunas libertades, pero al final de cuentas, me motivaron constantemente para alcanzar mis anhelos. **Gracias madre y padre.***

ÍNDICE

CONTENIDO.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS	xiii
PRODUCCIÓN ACADÉMICA	xv

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN:

GENERALIDADES DEL TRABAJO DE GRADO

1.1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.2 JUSTIFICACIÓN.....	2
1.3 HIPÓTESIS	3
1.4 OBJETIVOS.....	4
1.4.1 Objetivo general	4
1.4.2 Objetivos específicos.	4
1.5 ORGANIZACIÓN DE LA TESIS	5

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES:

MARCO DE REFERENCIA

2.1 AGUA EN EL SUELO Y LA ZONA NO SATURADA.....	6
2.1.1 Características de humedad del subsuelo y potencial de agua en ZNS	9
2.1.2 Modelos para describir las curvas de retención.	15
2.1.3 Modelos para describir la conductividad hidráulica.	16
2.2 MODELO DE FLUJO EN LA ZONA NO SATURADA	18
2.3 MODELO DE TRANSPORTE DE SOLUTOS.....	21
2.3.1 Principales mecanismos físicos en el transporte de solutos	22
2.3.2 Transporte de componentes no reactivos en medios homogéneos.....	23
2.3.3 Transporte de contaminantes en la zona no saturada.....	24
2.4 MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE EN UN MODELO NUMÉRICO	26
2.5 AGENTES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA	29
2.5.1 Sitios de disposición final de residuos sólidos.....	31
2.5.2 Problemáticas generadas a partir de los sitios de disposición final.....	32
2.5.3 Los sitios de disposición final como agente de contaminación.....	34
2.5.4 Límites permisibles de Cl- en el mundo y en México	38

CAPÍTULO 3
DESCRIPCIÓN DE LA
ZONA DE INTERÉS

3.1	DEFINICIÓN DEL OBJETO DE ESTUDIO	39
3.2	DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE INTERÉS.....	39
3.2.1	Rasgos climáticos.....	41
3.2.2	Principales atributos fisiográficos	42
3.2.3	Hidrología general y dominio de cursos de agua superficiales.....	42
3.2.4	Características edafológicas	43
3.3	CARACTERIZACIÓN GEOLÓGICA E HIDROGEOLÓGICA DE LA ZONA DE INTERÉS	45
3.3.1	Contexto geológico regional	45
3.3.2	Unidades geohidrológicas.....	47
3.3.3	Marco hidrogeológico del acuífero local AVT.....	50

CAPÍTULO 4
MARCO
METODOLÓGICO

4.1	INTRODUCCIÓN.....	52
4.2	RECOPIACIÓN Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN.....	54
4.2.1	Análisis de las fuentes potenciales de contaminación de origen puntual: Sitios de Disposición Final de Residuos Sólidos (SDFRS).....	54
4.2.2	Características de la contaminación: Sitios de Disposición Final de Residuos Sólidos (SDFRS) sobre el Valle de Toluca	58
4.3	CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA DE LOS SITIOS	61
4.3.1	Conceptualización y estructura de la zona no saturada.....	61
4.3.2	Profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada	62
4.3.3	Parámetros hidráulicos de los materiales en la zona no saturada	66
4.4	CONFIGURACIÓN DE PARÁMETROS Y APLICACIÓN DEL MODELO NUMÉRICO	67
4.4.1	Selección del modelo HYDRUS-1D.....	67
4.4.2	Procesamiento y datos de entrada	68
4.5	EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA	71

**CAPÍTULO 5
RESULTADOS Y
DISCUSIÓN**

5.1	INTRODUCCIÓN	73
5.2	DIAGNÓSTICO DE LAS FUENTES PUNTALES DE CONTAMINACIÓN: SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS	73
5.2.1	Localización de sitios de disposición final de residuos sólidos en el Valle de Toluca	74
5.2.2	Descripción de los sitios de disposición final e identificación de la problemática.....	76
5.2.3	Obtención de concentraciones de Cl ⁻ en los ocho sitios de disposición final	97
5.3	CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO DE LOS SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL	102
5.3.1	Sitios de disposición final de residuos sólidos: Vertederos	103
	<i>i).</i> Sitio Controlado Almoloya del Río	103
	<i>ii).</i> Sitio Controlado Calimaya	105
	<i>iii).</i> Sitio No Controlado Capulhuac	107
	<i>iv).</i> Sitio Clausurado Metepec	109
	<i>v).</i> Sitio No Controlado Mexicaltzingo	111
5.3.2	Sitios de disposición final de residuos sólidos: Rellenos Sanitarios	113
	<i>vi).</i> Relleno Sanitario San Antonio la Isla.....	113
	<i>vii).</i> Relleno Sanitario Xonacatlán	116
	<i>viii).</i> Relleno Sanitario Zinacantepec.....	118
5.4	MODELACIÓN Y SIMULACIÓN NUMÉRICA: CONFIGURACIÓN Y CÁLCULO	120
5.4.1	Preprocesamiento de datos: Dominio del modelo.....	120
5.4.2	Datos de salida del modelo	128
5.4.3	Calibración y aplicación del modelo numérico en los sitios de disposición final	129
5.5	ESTIMACIÓN DEL RIESGO DEL AGUA SUBTERRÁNEA POR EFECTO DE LA DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS	149
	CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO	157
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	161

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Diagrama esquemático que muestra una sección vertical desde la superficie del suelo natural, se destacan procesos hidrológicos, donde el flujo atraviesa la zona no saturada conformada por aire y agua, la franja capilar hasta llegar a un acuífero libre	7
Figura 2.2	Efecto de la curva de retención de humedad en el subsuelo para un perfil estratigráfico de arena.....	12
Figura 2.3	Curvas de retención de humedad para diferentes estratos del subsuelo (Fuente: Bouma et al.,1972)	14
Figura 2.4	Conductividad hidráulica no saturada como función del potencial de humedad (tensión) (Fuente: Lewis et al., 1988)	16
Figura 2.5	Dispersión longitudinal de un trazador que pasa a través de un medio poroso (a) columna con flujo constante, (b) entrada del trazador, (c) efecto de la dispersión y (d) perfil de concentración en la columna para varios tiempos (Fuente: Freeze y Cherry, 1979).....	23
Figura 2.6	Modelo de equilibrio físico para el flujo de agua y el transporte de solutos en un sistema de porosidad única (Simunek et al., 2005)	27
Figura 2.7	Esquema representativo de las fuentes de contaminación del agua subterránea, las cuales son numerosas y tan diversas como las actividades humanas. Otra fuente es la intrusión de agua salada en áreas costeras (Fuente: Miller et al., 2009).....	30
Figura 2.8	Diagrama conceptual de una pluma de contaminación en el agua subterránea derivado de un vertedero (Gillham y Cherry 1989)	34
Figura 3.1	Mapa de localización del Valle de Toluca, el cual se contextualiza en el entorno nacional y estatal. De esta forma, se observan los diferentes accidentes geográficos, límites de la cuenca superficial y el curso principal río Lerma el cual gobierna la hidrología del área	40
Figura 3.2	Mapa edafológico que engloba la zona de interés: el Valle de Toluca, además se visualizan los límites municipales. (Elaborado con base en el conjunto de datos vectoriales: edafología INEGI, 2014).....	44
Figura 3.3	(a) Mapa de localización del Valle de Toluca y en donde se emplaza gran parte del acuífero del Valle de Toluca AVT, (b) Geología superficial del valle y (c) Geohidrología general: sección transversal x-x' en la parte sur del valle (Fuente: Castellazzi et al., 2017).....	51
Figura 4.1	Diagrama metodológico en cuatro fases: la primera parte comprende de la recopilación de información, seguido de una estructuración de ésta, para preceder a una modelación numérica y finalizar con la evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea	53

Figura 4.2	Mapa de ubicación de los 146 sitios de disposición final identificados y distribuidos sobre el Valle de Toluca, adicionalmente a éste asocia el crecimiento de la zona urbana en un periodo de tiempo de 1973-2015 dentro del valle. (Castellazzi et al., 2017)	57
Figura 4.3	Diagrama comparativo con diferentes concentraciones de Cl ⁻ en mg/l reportadas en la literatura y en estudios previos provenientes de sitios de disposición final de residuos sólidos municipales	60
Figura 4.4	Mapa de localización y distribución espacial de los piezómetros disponibles y considerados en esta investigación, cuya operabilidad es parte de la CONAGUA, además se ilustran los 146 sitios de disposición final identificados sobre el Valle de Toluca	64
Figura 4.5	Esquema de un sitio de disposición final: como caso un RESA al cual se obtiene su perfil litológico, además de conocer el nivel del agua subterránea, posteriormente se emplean las ecuaciones y/o procesos de flujo y transporte de solutos, en este esquema se introduce el ión (Cl ⁻) siendo este un componente del lixiviado con mayor movilidad.....	69
Figura 4.6	Gráfico para la determinación del riesgo de contaminación del agua subterránea, por efecto de la disposición final de residuos sólidos. El termino riesgo aquí se define como la posibilidad de que el agua subterránea se contaminen con concentraciones de Cl ⁻ por encima de los valores recomendados en la NOM-127-SSA1-1994.....	72
Figura 5.1	Localización y distribución espacial de los sitios de disposición final de residuos sólidos ubicados en el Valle de Toluca. Adicionalmente, se visualiza la geología superficial y los límites municipales	75
Figura 5.2	Ubicación del Sitio 1 Almoloya del Río. Se distingue la evolución espacial y temporal de la celda número dos del sitio. Asimismo, se observa el croquis de ubicación, la distribución de los pozos del sistema Lerma, los piezómetros PL-106 y PL-109 de la CONAGUA	77
Figura 5.3	Ubicación del Sitio 2 Calimaya. Se distingue la evolución espacial y temporal, con línea discontinua color amarillo se delimita el socavón somero y con color rojo se distingue el socavón más profundo. También, se observa el croquis de acceso al sitio además de la ubicación de pozos y el piezómetro PL-142 de la CONAGUA	79
Figura 5.4	Ubicación del Sitio 3 Capulhuac. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Además, se muestra la ubicación y distribución de los pozos del sistema Lerma que se encuentran cerca del área de estudio y los piezómetros de la CONAGUA.....	81
Figura 5.5	Ubicación del Sitio 4 Metepec. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Además, se visualiza el croquis de ubicación y acceso al sitio, además se observan pozos profundos, el piezómetro de la CONAGUA y piezómetros aledaños al sitio correspondientes a estudios previos. (Fuente: Magallón, 2007; Morales, 2008 y Moreno, 2008).....	83

Figura 5.6	Ubicación del Sitio 5 Mexicaltzingo. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Además, se visualiza el croquis de acceso al sitio, la ubicación de piezómetros, pozos de biogás de estudios previos y el piezómetro PL-118 de CONAGUA.....	85
Figura 5.7	Ubicación del Sitio 6 RESA San Antonio la Isla. Se distingue la evolución espacial y temporal. Con línea discontinua color rojo se identifica la celda uno, seguido de la celda dos con color amarillo y la línea naranja se señala la celda tres. Además, se observa el croquis de acceso al sitio, la ubicación y distribución de pozos profundos y el piezómetro PL-143 de CONAGUA	90
Figura 5.8	Ubicación del Sitio 7 RESA Xonacatlán. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Con línea discontinua color amarillo se indica la celda número uno, seguido de la celda dos con línea color rojo. Además, se muestra el croquis de acceso, la ubicación de pozos profundos, el piezómetro del RESA y los piezómetros de la CONAGUA	93
Figura 5.9	Ubicación del Sitio 8 RESA Zinacantepec. Se distingue con línea amarilla el antiguo tiradero a cielo abierto y lo que ahora es la celda saneada (Cs). La línea roja se señala la Celda 1, con línea azul se muestra la Celda 2, la línea rosa corresponde a la Celda 3 y la línea negra abarca la Celda 4. Además, en el croquis de ubicación se muestra un pozo profundo y el piezómetro de la CONAGUA.....	96
Figura 5.10	Modelo conceptual del perfil litológico, el corte transversal A-A´ fue definido de acuerdo con información de Torres (2016). La secuencia litológica que aflora en la pared del socavón fue determinada a través de observaciones y análisis en campo	104
Figura 5.11	Mina de materiales pétreos ubicada a 250 m al suroeste del sitio controlado Calimaya. Se observaron dos unidades litológicas, abajo se tiene un horizonte grueso de arena con grava y peñascos U ₁ , y sobreyace un horizonte de toba arcillosa U ₂	105
Figura 5.12	Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A´ se infirió con base a la información del piezómetro PL-142 de la CONAGUA, así como de los datos constatados en campo donde se analizaron los afloramientos geológicos de la zona	106
Figura 5.13	Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A´ se determinó con base a las columnas estratigráficas de los pozos No. 22 y 129 del Sistema Lerma y se corroboró con la información de los piezómetros PL-120 y PL-122 de la CONAGUA	108
Figura 5.14	Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A´ fue definida con base al análisis de datos obtenidos en estudios previos referentes a geofísica y estratigrafía derivadas de perforaciones reportadas en Morales (2008) y Moreno (2008).....	110

Figura 5.15	Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A´ fue definida con información de García (2011) y Gómez-Beltrán (2014). La secuencia litológica que aflora en las paredes fue determinada a través de observaciones y análisis en campo.....	112
Figura 5.16	Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A´ fue determinada a partir de la información reportada en el Estudio de Impacto Ambiental (2007), apartado de geología, geofísica y geotecnia, completando los datos con recorridos en campo, además se consideró el perfil del PL-143 de la CONAGUA	115
Figura 5.17	Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A´ fue determinada a partir del Estudio de Impacto Ambiental (2007) y (2013), además de recorridos en campo y visitas al sitio, de igual forma se consideraron los PL-164 y PL-179 de la CONAGUA	117
Figura 5.18	Modelo conceptual del perfil, la sección A-A´ fue determinada a partir de información reportada en el Estudio de Impacto Ambiental (2007). Además, se infirió la base de la celda saneada tomando como referencia los nueve pozos de biogás que se ubican sobre la celda y que tienen una profundidad de 20 metros (Marín, 2015)	119
Figura 5.19	Modelo conceptual de un sitio de disposición final, se puntualizan los dominios del modelo asumidos en la configuración numérica.....	126
Figura 5.20	Configuración numérica realizada en el modelo numérico HYDRUS-1D. La primera parte comprende los procesos principales, que precede a la discretización espacial y temporal, posteriormente se definen las condiciones asumidas para el flujo y transporte de solutos, para finalmente establecer las condiciones de frontera para el soluto.....	127
Figura 5.21	Calibración del modelo para el Sitio No.4 Metepec. a) periodo de modelación (1979-2007) y simulación (2007-2019), b) contenido de humedad, c) transporte de Cl ⁻ que muestra cómo el soluto se introduce a lo largo del subsuelo en función del tiempo. La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.....	131
Figura 5.22	Calibración del modelo para Sitio No.5 Mexicaltzingo. a) periodo de modelación (1985-2007) y simulación (2014-2019), b) contenido de humedad, c) transporte de Cl ⁻ que muestra cómo el soluto se introduce a lo largo del subsuelo en función del tiempo. La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.....	132
Figura 5.23	Resultados del transporte de Cl ⁻ para el sitio No.1 Almoloya del Río (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl ⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico.....	135
Figura 5.24	Resultados del transporte de Cl ⁻ para el sitio No.2 Calimaya (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl ⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado	136

Figura 5.25	Resultados del transporte de Cl ⁻ para el sitio No.3 Capulhuac (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl ⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado	137
Figura 5.26	Resultados del transporte de Cl ⁻ para el RESA San Antonio la Isla (d), y su relación con el contenido de humedad (b), además el inciso (c) representa el corte litológico asociado, asimismo el inciso (e) ilustra el tipo de revestimiento empleado en la modelación.....	142
Figura 5.27	Resultados del transporte de Cl ⁻ asumiendo un caso hipotético en el RESA San Antonio la Isla (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl ⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.....	143
Figura 5.28	Resultados del transporte de Cl ⁻ para el RESA Xonacatlán (d), y su relación con el contenido de humedad (b), además el inciso (c) representa el corte litológico asociado, asimismo el inciso (e) ilustra el tipo de revestimiento empleado en la modelación.....	144
Figura 5.29	Resultados del transporte de Cl ⁻ asumiendo un caso hipotético en el RESA Xonacatlán (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl ⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.....	145
Figura 5.30	Resultados del transporte de Cl ⁻ para el RESA Zinacantepec (d), y su relación con el contenido de humedad (b), además el inciso (c) representa el corte litológico asociado, asimismo el inciso (e) ilustra el tipo de revestimiento empleado en la modelación.....	146
Figura 5.31	Resultados del transporte de Cl ⁻ asumiendo un caso hipotético en el RESA Zinacantepec (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl ⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.....	147
Figura 5.32	(a) Mapa que representa de forma puntual el riesgo de contaminación del agua subterránea para el año 2019, además se muestra la geología superficial, (b) grafica de barras con la profundidad alcanzada por el Cl ⁻ y (c) imagen ilustrativa del Valle de Toluca con la profundidad que alcanza el soluto en su trayectoria a través del subsuelo	155
Figura 5.33	(a) Mapa que representa de forma puntual el riesgo de contaminación del agua subterránea para el año 2025, además se muestra la geología superficial, (b) grafica de barras con la profundidad alcanzada por el Cl ⁻ y (c) imagen ilustrativa del Valle de Toluca con la profundidad que alcanza el soluto en su trayectoria a través del subsuelo	156

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Rango típico de la composición de lixiviados en sitios de desechos municipales (excluye compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles) (Tomado de Canter et al., 1988; Lee y Jones, 1991; Lee y Jones-Lee, 1993 en Mekherjee et al., 2015)	36
Tabla 2.2	Colección de datos sobre concentración de cloruros Cl ⁻ en lixiviados procedentes de sitios de disposición final reportados en la literatura y clasificados de acuerdo con la edad del sitio	38
Tabla 2.3	Límites permisibles del ión cloruro Cl ⁻ en el agua para consumo humano. Según la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994, la USEPA (1998) y la Organización Mundial de la Salud OMS (2002)	38
Tabla 3.1	Unidades geohidrológicas emplazadas sobre el Valle de Toluca (UNAM (1994); Expósito (2012); Garfias et al. (2013))	49
Tabla 4.1	Piezómetros disponibles sobre el Valle de Toluca. En la columna izquierda hace referencia a la clave de inventario CONAGUA, en la parte media menciona la localidad donde se ubican y en la parte derecha se refiere a sus coordenadas puntuales UTM	65
Tabla 5.1	Sitios de disposición final de residuos sólidos seleccionados como objeto de estudio para esta investigación, identificados y localizados a partir de una amplia revisión documental y recorridos en campo sobre el Valle de Toluca	74
Tabla 5.2	Resumen de la caracterización de contaminación realizada para los ocho sitios de disposición final de residuos sólidos considerados en este estudio	101
Tabla 5.3	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del sitio Controlado Almoloya del Río (Fuente: Torres, (2016))	104
Tabla 5.4	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio Controlado Calimaya. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de la textura del material	106
Tabla 5.5	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio No Controlado Capulhuac. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de la textura del material	108
Tabla 5.6	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio Clausurado Metepec. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos) reportados en Morales (2008)	110

Tabla 5.7	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio No Controlado Mexicaltzingo. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s fueron analizados de García, (2011).....	112
Tabla 5.8	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del RESA San Antonio la Isla. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s fueron analizados del Estudio de Impacto Ambiental (2007).....	115
Tabla 5.9	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del RESA Xonacatlán. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s se derivaron del Estudio de Impacto Ambiental	117
Tabla 5.10	Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del RESA Zinacantepec. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s fueron analizados del Estudio de Impacto Ambiental	119
Tabla 5.11	Periodos de modelación y simulación para cada uno de los SDFRS a evaluar. El tiempo señalado en cada sitio se ajustó de acuerdo con el tiempo de operación y proyección de estos. El tiempo establecido se puede consultar en el epígrafe 5.1.2	122
Tabla 5.12	Tiempos de observación especificados en el modelo numérico, para obtener el análisis detallado del avance del lixiviado en el perfil a través del tiempo establecido. Los tiempos establecidos se pueden observar en el siguiente epígrafe	128
Tabla 5.13	Resumen de las variables analizadas para determinar el riesgo de contaminación del agua subterránea, por efecto de la disposición final de residuos sólidos en ocho sitios ubicados sobre el Valle de Toluca.....	154

PRODUCCIÓN ACADÉMICA

Durante el periodo en el que se desarrolló esta tesis de maestría (agosto, 2017 - octubre, 2019) se realizaron las siguientes actividades, y de las cuales se obtuvieron reconocimientos que se presentan a continuación:

Pasantía:

Universidad de Costa Rica UCR, Escuela Centroamericana de Geología – San José, Costa Rica (periodo Agosto 2018 – Diciembre 2018)

- ✓ Se realizó una pasantía en la Universidad de Costa Rica, dentro del programa de Maestría en Hidrogeología y Manejo de Recursos Hídricos, donde se llevaron a cabo actividades que estuvieron vinculadas al proyecto ED-2799 “Gestión y entendimiento del flujo del agua subterránea” inscrito en la Vicerrectoría de Acción Social de la Universidad de Costa Rica.

Cursos:

- ✓ Introducción a la hidrogeoquímica y uso de herramientas estadísticas para el estudio del flujo del agua subterránea. *Universidad de Costa Rica UCR, septiembre 2018.*
- ✓ Terceras Jornadas de Gestión de Acuíferos y Recarga Artificial. *Universidad Nacional Autónoma de México, abril 2018.*

Taller:

- ✓ Aplicación del modelo Stom Water Management Model. *Universidad Autónoma del Estado de México UAEMéx, noviembre 2017.*

Congreso:

- ✓ XI Congreso Nacional de Aguas Subterráneas: con la participación en la ponencia “Sistema de consulta hidrogeológica regional del Estado de México. Implementación mediante un SIG”, *Benemerita Universidad Autónoma de Puebla BUAP, octubre 2017.*

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN: GENERALIDADES DEL TRABAJO DE GRADO

1.1 INTRODUCCIÓN

Las aguas subterráneas constituyen un recurso invaluable y de supervivencia para el ser humano. Los acuíferos son las reservas de agua dulce bajo la tierra de las cuales se dispone cuando no hay recursos hídricos superficiales. En tal sentido, el agua subterránea es una de las fuentes más importantes de agua potable en todo el mundo, es un recurso de importancia crítica para el desarrollo de actividades agrícolas, económicas e industriales que ayudan al desarrollo y sostenimiento de la sociedad (Matsuura, 2003).

Las aguas subterráneas abastecen de agua potable por lo menos al 50% de la población mundial y representan el 43% de toda el agua utilizada para el riego (FAO, 2010). A nivel mundial, 2.500 millones de personas dependen exclusivamente de los recursos de aguas subterráneas para satisfacer sus necesidades básicas diarias de agua (UNESCO, 2012). Sin embargo, la contaminación del agua subterránea es un problema asociado con el proceso de urbanización (Wang *et al.*, 2012). En los últimos años el ser humano ha creado una gran cantidad de sustancias químicas que llegan al medio ambiente, aplicadas intencionalmente durante las prácticas agrícolas, liberadas involuntariamente de sitios de desechos industriales y municipales. En tal sentido, la contaminación de los suministros de agua superficial y subterránea se ha convertido en un problema importante (Simunek y van Genuchten, 2016).

La nueva forma de vida y el crecimiento económico en los países en vías de desarrollo ha generado la presencia de tiraderos al aire libre, lo cual se ha convertido en una práctica común en muchas partes del mundo (Aziz *et al.*, 2014). La contaminación del suelo y subsuelo pone en riesgo la calidad de las aguas subterráneas, por el proceso conocido como lixiviación que consiste en el drenado y filtración de contaminantes a través de las primeras capas del suelo, la zona no saturada y hasta alcanzar la zona saturada.

1.2 JUSTIFICACIÓN

La contaminación del suelo y las aguas subterráneas por fuentes puntuales es un problema mundial relacionado con actividades como: plantas industriales abandonadas, los accidentes industriales del pasado y la eliminación inadecuada de residuos municipales e industriales. Además, las actividades humanas como: la agricultura y la urbanización han causado una degradación irreversible de la calidad del agua subterránea (Kazakis y Voudouris, 2015).

Bajo este contexto, gran parte del problema se atribuye a fuentes parcialmente penetrantes, las cuales pueden incluir botaderos o tiraderos de residuos sólidos a cielo abierto, rellenos sanitarios, aguas residuales o lagunas de desecación de lodos y suelos contaminados con líquidos ligeros en fase no acuosa y líquidos densos en fase no acuosa (L/DNAPL,s) (Rivett *et al.*, 2011). Con frecuencia, estos focos de contaminación pueden presentar un riesgo a largo plazo para las aguas subterráneas.

En vista de la importancia que tiene el recurso hídrico subterráneo, se podría pensar que la protección de acuíferos para prevenir el deterioro de la calidad del agua subterránea debería de haber recibido ya una atención detallada, particularmente dentro y alrededor de grandes áreas urbanas. El flujo de agua subterránea y el transporte de contaminantes no son fáciles de observar ni medir, ambos procesos son generalmente lentos (Foster y Hirata, 1991). Es por esto que, existe una amplia despreocupación acerca del riesgo de contaminación del agua subterránea, aún entre los administradores de recursos de agua y de suelo. Sin embargo, el asunto es de importancia práctica y directa por la escala y persistencia de muchos episodios de contaminación de agua subterránea, por su impacto en los abastecimientos de agua potable y por el costo excesivo o la impracticabilidad técnica de la rehabilitación de acuíferos.

Cuando los acuíferos se contaminan, cierta contaminación es persistente y difícil de remediar debido a su almacenamiento, largos periodos de residencia e inaccesibilidad física (Foster y Chilton, 2003). Además, la contaminación del agua subterránea es un proceso imperceptible e irreversible, que implican altos costos de remediación además de los requisitos de tiempo que limitan los esfuerzos para mejorar la condición del agua subterránea (Causapé *et al.*, 2006; Yu *et al.*, 2010). Por lo tanto, prevenir o reducir efectivamente la contaminación del agua subterránea es un componente importante en el manejo del recurso. La evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea es una herramienta útil para la gestión del agua subterránea. Estas evaluaciones podrían ayudar a detectar aquellas fuentes dañinas que amenazan al recurso hídrico subterráneo, lo que podría ser una base importante para la toma de decisiones, como la planificación de uso de suelo y el monitoreo del agua subterránea.

La evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación ha sido una herramienta de gestión del medio ambiente cada vez más importante. Sin embargo, los enfoques se basan principalmente en los sistemas de índices y metodologías cualitativas que tienen desventajas significativas. Una de las limitaciones más importantes de estos métodos es la subjetividad al valorar los parámetros, además de la escala de trabajo (Martínez, 1998).

De acuerdo con Simunek *et al.* (2018), en los últimos años los modelos matemáticos han sido componentes críticos para comprender de manera óptima el flujo de agua subsuperficial específica de un sitio, además de considerar procesos de transporte de solutos. Por esto, los modelos matemáticos y analíticos plantean ser herramientas útiles para diseñar, probar e implementar prácticas de evaluación a la contaminación del agua subterránea. De ahí que, existe una gran cantidad de modelos numéricos especializados para simular los procesos de contaminación con varios niveles de aproximación y para diferentes aplicaciones.

1.3 HIPÓTESIS

Es probable que los procesos de advección-dispersión, además de la hidrodinámica de la zona no saturada controlen el transporte, destino y tiempo de tránsito para un soluto conservativo y estas variables asistan en la evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea. Por lo tanto, se esperaría que el impacto sobre el agua subterránea por efecto de los sitios de disposición final de residuos sólidos ubicados en superficie dependa exclusivamente del contexto hidrogeológico e hidrodinámico propio del sitio de disposición final.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo general

Evaluar el riesgo de contaminación del agua subterránea que subyace a diferentes sitios de disposición final de residuos sólidos ubicados en el Valle de Toluca, teniendo en cuenta las propiedades hidráulicas del subsuelo y la hidrodinámica de la zona no saturada, mediante la aplicación de un modelo numérico. Esto permitirá estimar el destino, transporte y los tiempos de tránsito de un contaminante, los cuales podrán coadyuvar a identificar el nivel de riesgo.

1.4.2 Objetivos específicos

- Realizar una extensa búsqueda bibliográfica, así como recopilación de datos referida a los sitios de disposición final de residuos sólidos ubicados sobre el valle de Toluca, con la finalidad de caracterizar los sitios a evaluar y disponer de bases de datos indispensables para el desarrollo de la investigación.
- Elaborar modelos conceptuales del perfil litológico representativo para cada uno de los sitios de disposición final a evaluar, con el propósito de caracterizar e identificar los materiales estratigráficos, el nivel del agua subterránea, espesor de la zona no saturada y obtener los parámetros hidráulicos de cada uno de los sitios a evaluar.
- Ejecutar un modelo numérico para la zona no saturada, que permita la simulación de flujo y transporte de un soluto introducido sobre la base de cada uno de los distintos sitios de disposición final de residuos sólidos, teniendo en cuenta las propiedades hidráulicas del subsuelo y los procesos de transporte advección-dispersión.
- Analizar los resultados de la ejecución de la simulación numérica, mediante modelos computacionales que permitan caracterizar tres niveles de riesgo: alto, medio y bajo de contaminación del agua subterránea en cada sitio, tomando como referencia la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 agua para uso y consumo humano y al mismo tiempo identificar de manera puntual las problemáticas del riesgo ocasionado por los diferentes sitios de disposición final de residuos sólidos.

1.5 ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

En lo que corresponde al capítulo 2, éste consta de una revisión bibliográfica en materia de configuración y el estudio de la zona no saturada, en términos de modelación de flujo y transporte de contaminantes. También, en este capítulo se plantean las ecuaciones que gobiernan la dinámica de flujo y transporte empleando el enfoque de equilibrio físico dado en un sistema de porosidad única. Asimismo, en esta parte se analizan los procesos que contribuyen a la contaminación de las aguas subterráneas, haciendo énfasis sobre la contaminación por sitios de disposición final de residuos sólidos.

En el capítulo 3, se presenta una descripción general acerca de las características geográficas, climáticas, fisiográficas, hidrológicas, edafológicas, geológicas e hidrogeológicas de la zona de interés y su relación con el problema de la contaminación.

Con respecto al capítulo 4, describe la metodología empleada la cual presenta una descripción de los datos e instrumentos requeridos, en primera instancia se recopiló información en términos de colección de datos tales como: caracterización del sitio, características de la contaminación, concentraciones de Cl , estructura de la zona no saturada, nivel del agua subterránea y espesor de la zona no saturada, lo cual enriqueció la información necesaria para la formulación de modelos conceptuales hidrogeológicos en cada sitio de disposición final, situación que asistió en la realización de los trabajos de modelación, calibración, simulación de flujo y transporte de contaminantes.

El capítulo 5, refiere al análisis y presentación de resultados obtenidos mediante la aplicación de los pasos metodológicos empleados en el capítulo 4, haciendo énfasis sobre la estimación del riesgo bajo el modelo fuente-vía-receptor. Finalmente, el apartado contiene un mapa de riesgo de contaminación del agua subterránea por efecto de la disposición final de residuos sólidos, el cual plasma de manera visual y esquemática el riesgo para el año 2019 y 2025.

En la parte final de este trabajo de investigación, concluye con todas las determinaciones encontradas en los sitios de disposición final contemplados en esta tesis, considerando las limitaciones propias de un trabajo de investigación de este tipo. De manera que, se exponen recomendaciones las cuales apoyarán a los tomadores de decisiones para el establecimiento de medidas de protección del agua subterránea o bien en la recuperación de este tipo de sitios.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES: MARCO DE REFERENCIA

2.1 AGUA EN EL SUELO Y ZONA NO SATURADA

El subsuelo, que forma parte de la zona no saturada, a veces llamada zona vadosa o zona de aireación, desempeña varios papeles hidrológicos críticos como: medio de almacenamiento, es una zona en la que el agua está inmediatamente disponible para la biosfera, como zona de amortiguación entre la superficie terrestre y los acuíferos que se encuentran debajo, por esto, la zona no saturada es un agente de control en la transmisión de contaminantes y la recarga de agua a los acuíferos. En tanto, los procesos de flujo que ocurren en la zona no saturada contribuyen sustancialmente a una amplia variedad de procesos hidrológicos (Nimmo, 2006).

De manera que, la dinámica del agua en esta zona está intrínsecamente vinculada al ciclo hidrológico, a través del reparto del agua en la superficie terrestre, la regulación del traslado desde la superficie hasta llegar al agua subterránea, lo que rige las interrelaciones entre precipitación, escorrentía superficial, infiltración, recarga de agua subterránea además de la evapotranspiración (Heinse y Link, 2013).

La fase sólida forma la matriz del suelo y está constituida por partículas minerales que varían en su composición química, tamaño, forma, orientación y por sustancias amorfas como la materia orgánica, que suele estar adherida a los granos minerales para formar agregados. La estructura de la matriz del suelo determina las características geométricas del espacio de poros a través del cual se mueve el agua y los solutos.

La fase líquida constituye el agua en el suelo, la que siempre presenta solutos en solución, por ende, es más apropiado referirse a ella como la solución del suelo (Hillel, 1998). De ahí que, la naturaleza dispersa del subsuelo y, en consecuencia, su actividad interfacial da lugar a fenómenos como la adsorción de agua y de sustancias químicas, el intercambio iónico, la capilaridad además de la expansión y contracción de arcillas, entre otros (Jury y Horton, 2004). Finalmente, la fase gaseosa conforma la atmósfera del suelo.

El término zona no saturada (ZNS), cuyo esquema de ésta se muestra en la Figura 2.1, se refiere a la zona en la que el espacio de poros está ocupado por al menos dos fases, aire y agua (Scanlon *et al.*, 1997). En tanto, Nielsen *et al.* (1986) utilizan el concepto potencial para definirla como la porción del terreno donde el potencial de presión es negativo, es decir que es menor que el del agua libre situada en la posición con igual energía potencial.

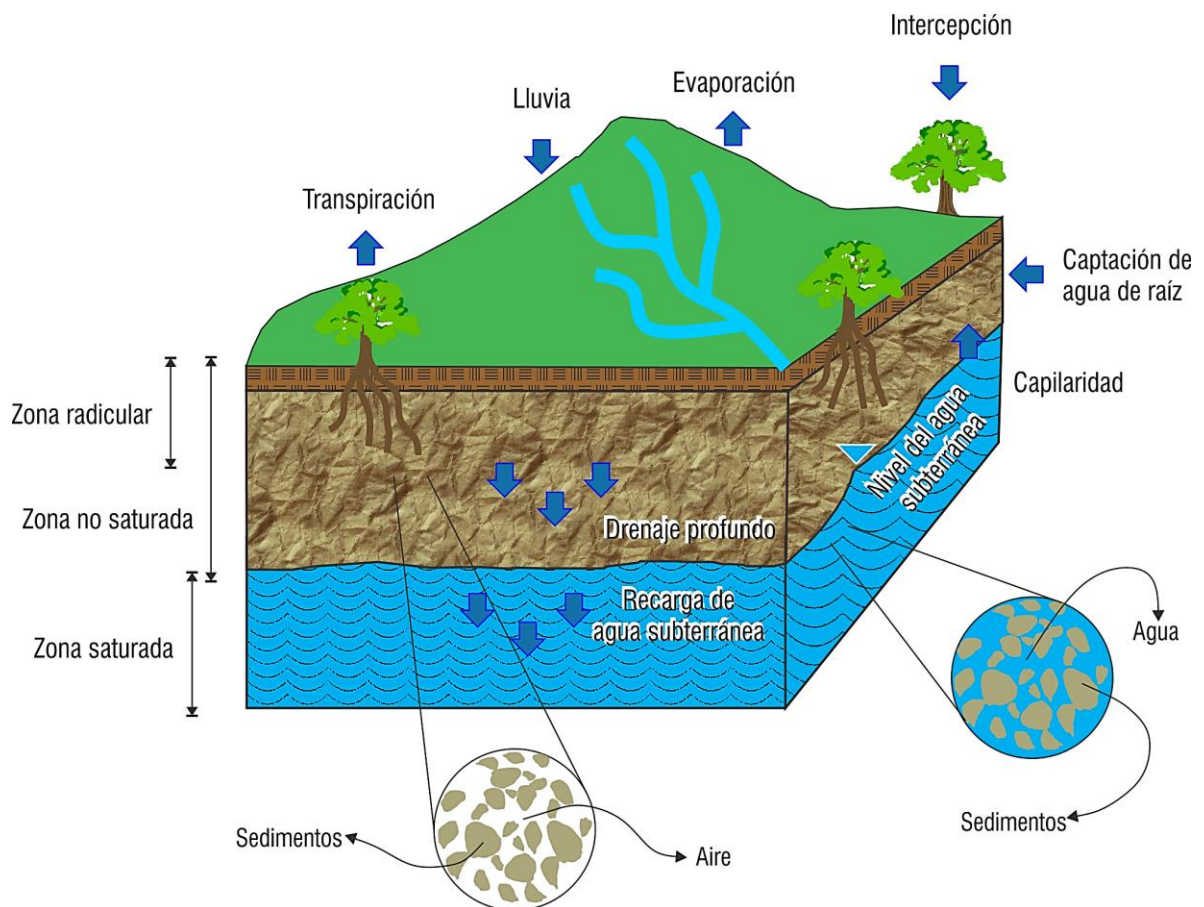


Figura 2.1 Diagrama esquemático que muestra una sección vertical desde la superficie del suelo natural, se destacan procesos hidrológicos, donde el flujo atraviesa la zona no saturada conformada por aire y agua, la franja capilar hasta llegar a un acuífero libre.

Por consiguiente, la *ZSN* se define como la capa entre la superficie terrestre y el nivel freático. Mientras que los poros entre los granos sólidos se llenan completamente con agua en la zona saturada *ZS* (agua subterránea), los poros en la *ZNS* se llenan solo parcialmente con agua, con la parte restante del espacio poroso ocupada por la fase gaseosa. Así pues, la *ZNS* se puede dividir en tres zonas de suma importancia para diferentes procesos térmicos, químicos y biológicos que pueden ocurrir en ella. La primera corresponde a la zona radicular, lugar donde existe una mayor cantidad de aire, bacterias e intersticios. Aquí la principal fuente de atenuación es la degradación aeróbica. La segunda corresponde a la *ZNS* del subsuelo y está ubicada entre la zona radicular y la zona de ascenso capilar. Por último, se encuentra la zona de ascenso capilar (Simunek y van Genuchten, 2016).

Por otro lado, la humedad del subsuelo es una variable clave que interviene en los procesos hidrológicos que ocurren en o cerca de la superficie del terreno, e influye en el reparto de la precipitación en infiltración, escorrentía, almacenamiento en la zona de las raíces de las plantas y recarga subterránea (Sheikh *et al.*, 2009). A pesar de su importancia, y debido a su elevada variabilidad espacial y temporal, la humedad del subsuelo no es rutinariamente monitoreada en largos periodos, como ocurre con la precipitación, la temperatura y la descarga hacia los cursos superficiales (Veizaga *et al.*, 2010).

La *ZNS* y el lecho de roca suelen ser insaturados: sus poros están parcialmente llenos de agua y aire. Esta franja granular actúa como un filtro para el acuífero al remover sustancias no deseadas provenientes de la superficie del suelo, tales como residuos peligrosos, lixiviados, fertilizantes o pesticidas. Hasta hace algunos años, se consideraba como una capa que retiene los contaminantes y protege el acuífero (Looney y Falta, 2000). Sin embargo, cada vez se le da más atención a los complejos procesos que tienen lugar en ella.

Acorde con Jury y Horton (2004), el agua que circula en el subsuelo es de vital importancia para el crecimiento y desarrollo de las plantas, si bien, también es capaz de disolver y transportar contaminantes. Las características de la *ZNS* están estrechamente relacionadas con mecanismos de migración y transformación de contaminantes en el medio no saturado, asimismo, los contaminantes pueden ser biodegradados, reaccionados químicamente (intercambio iónico adsorción), volatizados y dispersados, además, afectan directamente el estado de sustancias químicas que alcanzan el agua subterránea (Li *et al.*, 2017).

La zona no saturada desempeña un papel importante, ya que funciona como:

- Un medio de almacenamiento, donde la biosfera tiene acceso inmediato
- Una zona de amortiguación, que controla y podría evitar el transporte de contaminantes hacia aguas subterráneas
- Un entorno de vida, donde se producen procesos físicos y químicos variados, que pueden aislar y ralentizar el intercambio de contaminantes con otros entornos (Nimmo, 2006).

De acuerdo con los subíndices y párrafos anteriores, la mayoría de las fuentes puntuales de contaminación se originan de emisiones en la superficie del suelo o cerca de ella y, por lo tanto, deben pasar a través de la *ZNS* antes de llegar a un acuífero subyacente. De ahí que, Salas-García (2007), describe que, para entender la dinámica de la infiltración de dichos contaminantes, se requiere el conocimiento de los procesos principales en materia de flujo y transporte en la *ZNS*. Por consiguiente, en los párrafos siguientes se exponen los procesos físicos característicos del flujo y transporte que hacen exclusiva a la *ZNS*.

2.1.1 Características de humedad del subsuelo y potencial de agua en la *ZNS*

El contenido de humedad del subsuelo es probablemente la propiedad más fácil de entender de la *ZNS*. Sin embargo, diferentes disciplinas se refieren a esta propiedad de diferentes maneras. Hay tres expresiones diferentes para el contenido de humedad (Stephens, 1996):

$$\text{Humedad Volumétrica: } \theta = \frac{\text{Vol. de agua}}{\text{Vol. densidad del suelo}} \left(\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3} \right) \quad (2.1)$$

$$\text{Humedad Gravimétrica: } \theta = \frac{\text{Masa de agua}}{\text{Masa de suelo seco}} \left(\text{g g}^{-1} \right) \quad (2.2)$$

$$\text{Porcentaje de Saturación: } S = \frac{\theta}{n} \times 100 \left(\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3} \right) \quad (2.3)$$

La mayoría de los hidrólogos, científicos y especialistas en edafología prefieren el termino humedad volumétrica, mientras que los ingenieros geotécnicos generalmente usan humedad gravimétrica, y los ingenieros petroleros a menudo trabajan con un porcentaje de saturación. De ahí que, el contenido de humedad en el subsuelo puede expresarse de varias maneras. El

contenido de humedad volumétrica es típicamente 40 a 60% mayor que el contenido de humedad gravimétrica debido a la siguiente relación:

$$\theta = \theta_g \frac{\rho_b}{\rho_w}, \quad (2.4)$$

donde, ρ_b es la densidad aparente del material geológico, que es típicamente 1.4 a 1.6 g/cm³ y ρ_w la densidad del agua, que es 1.0 g/cm³ (Hillel, 1998). Por lo tanto, es posible convertir rápidamente el contenido de humedad de una base volumétrica o una base másica o viceversa. Por tanto, de aquí en adelante se utilizará el término contenido de humedad para referirse a su definición volumétrica.

Al utilizar únicamente las definiciones anteriores como indicador de la cantidad de humedad en el subsuelo, es posible que no se puedan comparar dos capas entre sí, debido a la influencia de la textura sobre esta variable. De modo que, una capa de arena puede tener menor θ que una capa de arcilla, sin embargo, las velocidades de flujo en una y otra capa pueden ser justamente lo contrario. Por ello, es más conveniente hablar del estado energético del agua, el que caracteriza los efectos de las fuerzas ejercidas sobre el agua por su entorno, y por lo tanto expresa su disponibilidad. Caracterizar el estado energético, permite determinar si el agua fluye de un punto a otro, ya que el agua en el subsuelo tendrá a desplazarse desde puntos de mayor energía potencial a puntos de menor energía potencial.

La física clásica reconoce dos formas fundamentales de energía: cinética y potencial. Dado que el movimiento del agua en la ZNS es muy lento, la energía cinética se considera despreciable. En cambio, su energía potencial es fundamental para determinar el estado y el movimiento del agua en la ZNS. Normalmente en las ciencias de la edafología, en lugar de referirse el estado energético del agua simplemente se referirá a energía potencial de la humedad en el suelo.

La solución del suelo está sujeta a un conjunto de fuerzas que resultan de la atracción mutua entre la matriz del suelo y el agua, de la presencia de solutos en solución, así como también de la acción de los gases del subsuelo y de la acción de la gravedad. Cada una de estas fuerzas da origen a una componente del potencial total ψ_t , igual a la suma algebraica de las mismas expresada como la siguiente Ecuación 2.5 (Hillel, 1998):

$$\psi_t = \psi_n + \psi_o + \psi_p + \psi_g + \dots, \quad (2.5)$$

donde, ψ_n es el potencial neumático, ψ_o es el potencial osmótico, ψ_g es el potencial gravitatorio y ψ_p es el potencial de presión matricial. La primera componente es resultado de la diferencia de presión del aire del subsuelo respecto a la presión atmosférica. Dado que, la presión del aire en el subsuelo es casi constante y cercana a la atmosférica, esta componente es generalmente ignorada.

Por otro lado, el potencial osmótico es originado por la presencia de solutos en solución. Este fenómeno no afecta significativamente el flujo de agua en la zona no saturada (Hillel, 1998), sin embargo, puede adquirir importancia en la interacción entre el suelo y las raíces de las plantas en los procesos que involucran difusión de vapor. No obstante, para fines de esta investigación, interesan el potencial gravitatorio y el potencial de presión.

El contenido de humedad en el subsuelo y la ZNS, se encuentra bajo la influencia por la gravedad que ocasiona su movimiento vertical hacia las capas más profundas, donde pueden interactuar con la franja capilar y la zona saturada. El potencial gravitatorio es el resultado de esta fuerza y su valor, en cualquier punto del subsuelo se determina por la elevación de dicho punto respecto a un nivel de referencia arbitrario. En la práctica este nivel de referencia puede ubicarse en la superficie del suelo o en el nivel freático.

La carga de presión constituye una propiedad dinámica de la ZNS. El contenido de humedad en el suelo y la ZNS puede encontrarse tanto a una presión igual a la hidrostática, mayor que la atmosférica, o menor que la atmosférica o subpresión, también llamada tensión o succión. En el primer caso su potencial de presión se considera positivo, en el segundo se considera negativo y se le denomina potencial matricial, anteriormente conocido como potencial capilar (Hillel, 1998). El potencial matricial resulta de las fuerzas de adhesión y cohesión entre el contenido de humedad, la matriz del suelo y el aire, cuyo efecto es retener el agua en la ZNS y bajar su potencial con respecto al agua libre.

En tanto, se describe que en la ZNS el potencial matricial es cero, sin embargo, en la práctica la ZNS tiene un pequeño valor de potencial negativo. De ahí que, en cuanto más seco está el subsuelo, más bajo es el potencial matricial negativo y mayor es la presión negativa o succión que habría que aplicar para extraer el agua del subsuelo.

Los potenciales de presión y el gravitatorio comúnmente se expresan como energía por unidad de peso (energía en términos de altura de agua). De esta manera, quedan expresados en unidades de longitud en la siguiente Ecuación 2.6:

$$H = \psi + z, \tag{2.6}$$

donde, H es el potencial hidráulico total, Ψ es el potencial de presión y z es el potencial gravitatorio. Es exactamente la misma ecuación utilizada habitualmente en la zona saturada para calcular la carga y los gradientes hidráulicos en los acuíferos, excepto que esta forma es más general en el sentido de que, con esta definición de Ψ , el movimiento del agua puede ocurrir en condiciones tanto saturadas como no saturadas.

El potencial hidráulico total, es la fuerza impulsora del movimiento del agua. Su componente de presión Ψ , se relaciona con el contenido de humedad a través de la curva de retención que es propia de cada horizonte de la ZNS. La Figura 2.2, muestra una curva característica para una capa de arena, donde pueden identificarse diferentes regiones y valores específicos de las variables que caracterizan el proceso de secado y humectación en la ZNS.

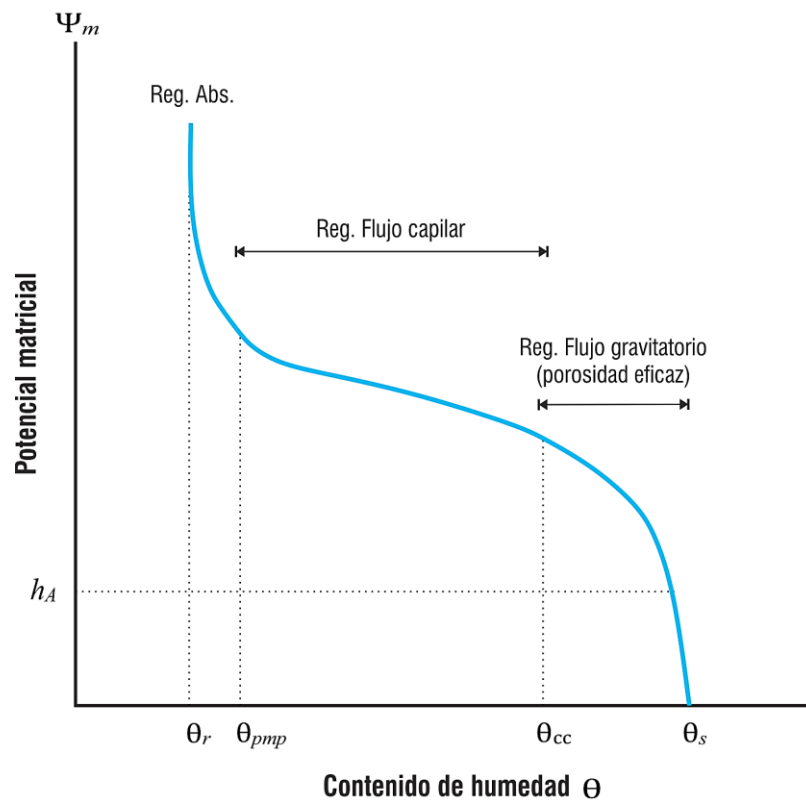


Figura 2.2 Efecto de la curva de retención de humedad en el subsuelo para un perfil estratigráfico de arena.

El máximo contenido de agua θ_s es igual a la porosidad total ϕ . Si se produce una ligera disminución del potencial matricial, el contenido de humedad no disminuye hasta que se alcance un valor umbral conocido como tensión o presión de entrada de aire h_A . Por consiguiente, matemáticamente este valor se expresa como el máximo valor de Ψ para el que $d\theta/dh = 0$ (Koorevaar *et al.*, 1983). La región de la curva comprendida entre $\Psi = 0$ y $\Psi = h_A$ se denomina región de entrada de aire (Jury y Horton, 2004). En capas del subsuelo con textura gruesa el valor de h_A está relativamente bien definido y es físicamente realista.

Lo anterior es cuestionado en capas constituidas de materiales más finos, debido a que, en contraposición a las capas de textura más gruesa, la distribución del tamaño de poro es más amplia (Nielsen *et al.*, 1986). De acuerdo a van Genuchten y Nielsen (1985), h_A se considera un parámetro empírico, aproximadamente igual a la inversa de la presión de entrada de aire. Los mismos autores sostienen que θ_s también es un parámetro de ajuste y su valor debe considerarse en el contexto del modelo elegido para describir la curva de retención.

Cuando la tensión supera el valor de h_A , la capa comienza a drenar por el flujo gravitatorio hasta alcanzar la capacidad de campo θ_{cc} . Para capas arenosas, la tensión que corresponde a la capacidad de campo es $h_{cc} = 0.1$ bar (100 cm) (Porta Casanellas *et al.*, 1998), mientras que para capas de textura fina suele adoptarse arbitrariamente un valor de 0.3 bar (300 cm). A partir de θ_{cc} , el proceso de secado es controlado por los fenómenos capilares, hasta que se alcanza el punto de marchitez permanente, θ_{pmp} , definido como el punto a partir del cual las plantas ya no pueden extraer agua del subsuelo y se marchitan. Este valor se ha definido arbitrariamente como el contenido de humedad correspondiente a una tensión de 15 bar o 15000 cm, aunque depende del tipo de capa en el subsuelo.

En definitiva, la curva de retención identifica el contenido de agua residual θ_r , que determina la máxima cantidad de agua que puede llegar a contribuir al flujo. Se define como el valor asintótico de θ cuando $d\theta/dh \rightarrow 0$. Al igual que θ_s , constituye un parámetro de ajuste que debe ser considerado en el contexto del modelo utilizado (van Genuchten y Nielsen, 1985). La Figura 2.3, muestran curvas de retención para distintos tipos de materiales, en la cual se aprecia el marcado efecto de la textura y la estructura del subsuelo medida a través de la fracción arena, limo arenoso, arcilla limosa y arcilla.

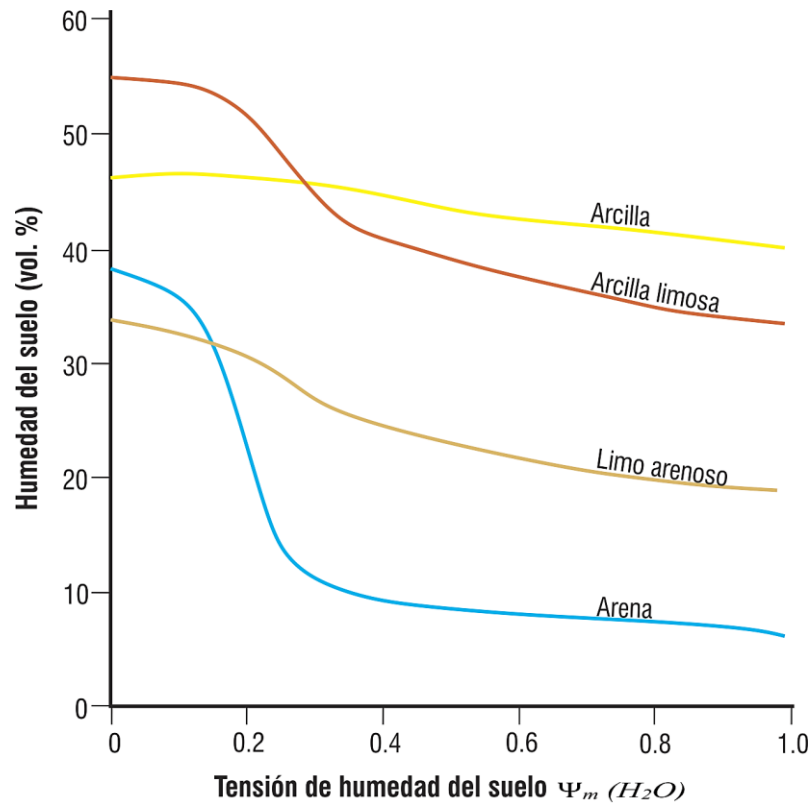


Figura 2.3 Curvas de retención de humedad para diferentes estratos del subsuelo (Fuente: Bouma et al., 1972).

El índice de reducción de humedad, con el aumento de tensión, obedece a la forma en que están distribuidos los tamaños de los poros, y constituye una característica básica del suelo y de las rocas. Por ejemplo, los suelos arenosos y ciertas areniscas tienen poros relativamente grandes, que drenan a tensiones relativamente bajas. Las arcillas tienen poca capacidad de drenaje y su contenido de humedad es relativamente grande con respecto a una amplia gama de valores de tensión, debido a que la mayor parte del agua queda retenida en poros muy finos.

Conviene subrayar que, la relación $\Psi(\theta)$ no es unívoca, es decir, la curva obtenida en el proceso de secado no coincide con la determinada en el proceso de humectación del subsuelo, debido al efecto de la histéresis. Las causas de los fenómenos de histéresis son varias, una de ellas es la falta de uniformidad en la geometría de los poros individuales, que se manifiestan en el llamado *cuello de botella*, ángulo del menisco formado entre la partícula de suelo y el líquido que fluye por él depende de la dirección en la que este líquido se desplaza (Porta Casanellas et al., 1998).

2.1.2 Modelos para describir las curvas de retención

La determinación de las curvas de retención se realiza a partir de la estimación simultánea de los contenidos de humedad (θ ; [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$]) y la solución del suelo en equilibrio. En tanto, el contenido de humedad y potencial están relacionados por una función de tipo potencial, para la cual se han propuesto varios modelos o formulaciones empíricas. La función que relaciona estos dos parámetros del suelo puede realizarse a partir de diversas expresiones teóricas. Los más conocidos son los modelos de van Genuchten (1980) y Brooks y Corey (1964).

La función de van Genuchten (1980) se describe sobre las Ecuaciones 2.7 y 2.8:

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{1}{1 + (\alpha \cdot h)^n} \right)^m, \quad (2.7)$$

$$\frac{K(\theta)}{K_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{2}} \left[1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{m}} \right]^m \right]^2, \quad (2.8)$$

La función del modelo de Brooks y Corey (1964) se describe sobre las Ecuaciones 2.9 y 2.10:

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{H_b}{h} \right)^\lambda, \quad (2.9)$$

$$\frac{K(\theta)}{K_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^n = (S_e)^n, \quad (2.10)$$

donde, θ_s es el contenido de agua en saturación [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$], θ_r es el contenido de agua residual [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$], λ es el índice de tamaño de poro, H_b es la presión capilar de burbuja y S_e es el porcentaje de saturación adimensional. Por otra parte, α es la inversa de la presión capilar de burbuja [$1/\text{L}$], y m y n son constantes empíricas del modelo de van Genuchten (Ecuación 2.7 y 2.8).

Puesto que cada modelo analítico presenta sus particularidades, Cornelis *et al.*, (2005) realizó un estudio comparativo para conocer qué modelo describía mejor la curva de retención de humedad, concluyendo que el modelo de van Genuhten Mualuem (1980), obtiene un mejor desempeño en términos de error de la raíz media cuadrática y el coeficiente de determinación.

2.1.3 Modelos para describir la conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica vertical no saturada, y la tasa de flujo del agua en la ZNS, es una función compleja del tamaño, sinuosidad y continuidad de los poros y fisuras. Con frecuencia la conductividad hidráulica cambia dramáticamente al variar la tensión del suelo. Cuando la tensión se aproxima a cero, el suelo se encuentra saturado y todos los poros conducen líquidos; cuando la tensión es más elevada, hay aire en algunos poros y prevalece la condición no saturada. Cuando el θ disminuye (o se eleva la tensión), las líneas de flujo se vuelven sinuosas, en medida en que el agua recorre a lo largo de superficies y a través de poros lo suficientemente pequeños como para retener agua a la tensión correspondiente.

La relación entre conductividad hidráulica y tensión es una característica básica de los suelos (Figura 2.4). Los suelos con poros grandes presentan una conductividad hidráulica saturada relativamente elevada, la cual se reduce rápidamente al aumentar la tensión del suelo. Los suelos finos, en los que predominan los poros pequeños, tiene una conductividad hidráulica saturada baja, la cual se reduce más lentamente al aumentar la tensión (Lewis *et al.*, 1988).

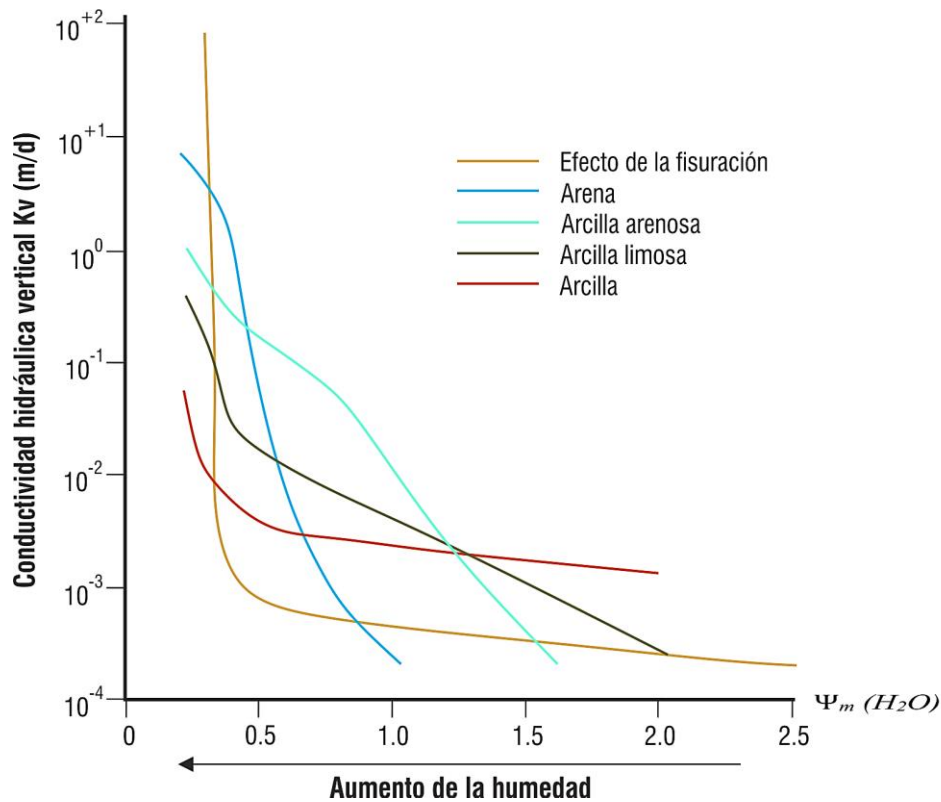


Figura 2.4 Conductividad hidráulica no saturada como función del potencial de humedad (tensión) (Fuente: Lewis *et al.*, 1988).

Cuando se considera el movimiento de la masa de agua a través de suelos no saturados, la constante de proporcionalidad de la Ecuación de Darcy se denomina conductividad hidráulica insaturada. En tanto, la conductividad hidráulica en medios no saturados es función del potencial y, por lo tanto, del contenido de humedad. Al igual que con la curva de retención, se ha propuesto varios modelos para su representación matemática. El más simple de los modelos disponibles es el de Gardner (1958), de tipo exponencial:

$$K(h) = K_s e^{(bh)}, \quad (2.11)$$

donde, $K(h)$ es la conductividad hidráulica vertical no saturada [LT^{-1}], K_s es la conductividad hidráulica saturada [LT^{-1}] y b es una constante empírica positiva que depende del tipo de material. Si bien esta ecuación y muchas otras, son válidas solo para un cierto rango de h , en la práctica es frecuentemente utilizada en soluciones analíticas debido a su simplicidad.

De ahí que, brinda una aproximación preliminar a las propiedades hidráulicas del medio. Muchos modelos para la conductividad hidráulica no saturada fueron derivados usando la distribución de tamaño de poros, entre ellos Burdine *et al.* (1953) y Mualem (1976), en combinación con varias funciones para la curva de retención. Burdine *et al.* (1953), desarrollaron su ecuación considerando el subsuelo como un conjunto de tubos capilares de diferente radio, resultando:

$$K(Se) = K_s \cdot Se^l \frac{\left[\int_0^{Se} \frac{dSe}{h(Se)} \right]}{\left[\int_0^1 \frac{dSe}{h^2(Se)} \right]}, \quad (2.12)$$

donde, l es un parámetro de conductividad de poros (adimensional), Se es la saturación efectiva y $h(Se)$ es la relación de la curva de retención. El modelo de Mualem (1976), es ligeramente diferente que supuso que el subsuelo está formado por dos grupos de tubos capilares conectados en serie:

$$K(Se) = K_s \cdot Se^l \frac{\left[\int_0^{Se} \frac{dSe}{h(Se)} \right]^2}{\left[\int_0^1 \frac{dSe}{h^2(Se)} \right]^2} \quad (2.13)$$

El modelo de van Genuchten (1980), Ecuación 2.7 y 2.8 es generalmente acoplado al modelo Mualem (1976), Ecuación 2.13 para obtener la siguiente ecuación:

$$K(h) = K_s S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m \right]^2 \quad (2.14)$$

$$S_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} \quad (2.15)$$

En conclusión, Mualem (1976) estimó un valor de $l = 0.5$ para la mayoría de los materiales que conforman las capas del subsuelo y es lo que se asume habitualmente. Sin embargo, la tortuosidad l es un factor adimensional, en un rango de 0.3 a 0.7 para la mayoría de los suelos (van Genuchten y Wierenga, 1976). Por su parte, Bear (1972) sugiere que el valor de $l = 0.67$ es el mejor para materiales granulares.

2.2 MODELO DE FLUJO EN LA ZONA NO SATURADA

En la teoría convencional del flujo en la ZNS dos factores determinan el flujo de agua: las fuerzas impulsoras (principalmente los gradientes de gravedad y presión matricial) además de las propiedades del medio. El flujo en la ZNS tiene su expresión matemática básica en la ley de Darcy, que establece que la densidad de flujo q es proporcional a la fuerza impulsora. La constante de proporcionalidad es la conductividad hidráulica K . Para el caso del flujo unidimensional impulsado por la gravedad y los gradientes de presión matricial, la ley de Darcy se puede expresar como:

$$q = -\frac{K(\theta)}{\rho g} \left[\frac{d\Psi}{dz} + pg \right], \quad (2.16)$$

donde, ρ es la densidad del agua, g es la aceleración de la gravedad y z es la distancia en profundidad. Sin embargo, cuando el flujo no saturado es transitorio, como generalmente es, el flujo en sí mismo hace que el contenido de humedad cambie en todo el medio, lo que conduce a cambios continuos en la conductividad hidráulica y las fuerzas impulsoras. Así pues, la descripción matemática del flujo en la ZNS se deriva de combinar la ecuación de continuidad con la Ecuación de Buckingham, (1907), con Darcy. El resultado es conocido como la Ecuación de Richards (1931). Se omiten los detalles de su derivación ya que pueden encontrarse en literatura (Hillel, 1998; Jury y Horton, 2004; Radcliffe y Simunek, 2010).

La ley de Buckingham-Darcy, surge de la modificación de la ley de Darcy propuesta por Buckingham para extender su aplicabilidad a flujo en la *ZNS*. La misma se apoya de los siguientes supuestos: (i) la fuerza impulsora del agua en un material isotérmico, rígido y no saturado, que no contenga membranas de soluto y en el que el potencial de presión del aire es cero, es la suma del potencial matricial además del gravitatorio, y (ii) la conductividad hidráulica de un material no saturado es una función del contenido de agua o del potencial matricial.

Por lo tanto, el flujo de agua en la *ZNS* suele describirse mediante una combinación de la Ecuación 2.17 de continuidad y la Ecuación 2.19 de Darcy-Buckingham. La Ecuación 2.17 de continuidad, indica el cambio en el contenido de humedad en un volumen dado de la *ZNS*, debido a los cambios espaciales en los flujos de agua, las posibles fuentes y sumideros dentro de ese volumen del subsuelo:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial q_i}{\partial z_i} - S, \quad (2.17)$$

donde, θ es el contenido volumétrico de agua [L^3L^{-3}], t es el tiempo [T], q es la densidad del flujo volumétrico [LT^{-1}], z_i es la coordenada espacial [L] y S es un término general de sumidero [$L^3L^{-3}T^{-1}$], por ejemplo, captación de agua de la raíz.

Darcy (1856), realizó un experimento sobre la filtración de agua a través de una tubería llena de arena. Demostró que la tasa de flujo Q , a través de la tubería llena con arena era directamente proporcional a su área de sección transversal A , y a la diferencia de la presión hidráulica h a través de la capa, e inversamente proporcional a la longitud de la tubería:

$$Q = -KA \frac{h_2 - h_1}{\Delta L}, \quad (2.18)$$

donde, el coeficiente de proporcionalidad K es una conductividad hidráulica, [LT^{-1}].

En primer lugar, la ley de Darcy se implementó en el flujo parcialmente saturado de Buckingham (1907), y descubrió que en este caso la conductividad hidráulica es una función del contenido de agua $K = K(\theta)$, esto significa que a una disminución en θ conduce a una disminución significativa en K , por eso para los materiales en el subsuelo, la diferencia entre las conductividades hidráulicas por debajo y por encima del nivel freático puede ser grande.

Normalmente, se supone que el flujo no saturado tiene una dirección virtualmente vertical en contraste con el flujo saturado debajo del nivel freático, que generalmente es horizontal o paralelo a las capas impermeables. Esto se debe a que, en la interfaz donde se encuentran los materiales con diferentes conductividades hidráulicas, "las líneas de corriente presentan una refracción pronunciada" (Brutsaert, 2005). La ley de Darcy fue desarrollada para un medio insaturado:

$$q = K(\theta) \frac{\partial h}{\partial z}, \quad (2.19)$$

donde, h es el potencial hidráulico y se define como:

$$h = H(\theta) - z, \quad (2.20)$$

La combinación de las Ecuaciones 2.17 y 2.19 se llama Ecuación de Richards y describe el movimiento vertical hacia abajo del agua en una zona no saturada:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial H}{\partial z} - 1 \right) \right] - S, \quad (2.21)$$

donde H es el nivel de presión del agua-suelo en relación con la presión atmosférica ($H \leq 0$). La Ecuación de Richards es parcialmente diferencial y altamente no lineal ya que θ - H - K tiene una relación no lineal en la naturaleza, lo que también indica su origen con una fuerte base física. Además, de que las condiciones de contorno en la superficie del subsuelo cambian irregularmente. En efecto, si se conoce la relación entre θ - H - K , las solución numérica puede resolverse y la ecuación para varias condiciones de límite superior (van Dam *et al.*, 2005).

En tanto, el flujo y transporte a través de la ZNS usando un modelo numérico. Generalmente se aplica la Ecuación 2.21 de Richards, modificada y ajustada a la Ecuación 2.22:

$$\frac{\partial \theta(z,t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S(z,t), \quad (2.22)$$

donde, $S(z, t)$ es la pérdida de agua por las raíces de las plantas [$L^3/L^3 \cdot T$], t es el tiempo [T], z es la distancia en profundidad de la superficie hacia el nivel freático [L], $K(\theta)$ es la conductividad hidráulica vertical [L/T] y $h(\theta)$ es el potencial de presión [L]; variables en la posición z y el tiempo a través de θ , siendo este último el contenido de humedad [L^3/L^3].

2.3 MODELO DE TRANSPORTE DE SOLUTOS

El transporte de solutos es tal vez uno de los temas más complejos de la física del subsuelo, debido a que envuelve el movimiento de agua además de compuestos químicos que incluye reacciones químicas y transformaciones biológicas. La concentración de un compuesto en solución puede predecirse resolviendo una ecuación de conservación de la masa de dicho compuesto.

A pesar de que los compuestos pueden existir en las tres fases: líquida, sólida y gaseosa, el desarrollo de la ecuación de conservación o ecuación de transporte asume que los compuestos se hallan disueltos en la fase líquida, sin considerar las fases sólida y gaseosa. En un medio granular o de porosidad simple, el transporte de solutos es gobernado por la Ecuación de advección-dispersión, ADE (por sus siglas en inglés) (Simunek y van Genuchten, 1996).

De ahí que, el punto de partida común en el desarrollo de ecuaciones diferenciales, para describir el transporte de solutos en materiales porosos, como primer paso es considerar la declaración de la ley de conservación de masa, bajo la siguiente ecuación:

$$\left[\begin{array}{c} \text{Tasa neta de} \\ \text{cambio de} \\ \text{masa de soluto} \\ \text{dentro del elemento} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Flujo de} \\ \text{solute} \\ \text{fuera del} \\ \text{elemento} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Flujo de} \\ \text{solute en} \\ \text{el} \\ \text{elemento} \end{array} \right] \pm \left[\begin{array}{c} \text{Pérdida o} \\ \text{ganancia de masa} \\ \text{de soluto debido} \\ \text{a reacciones} \end{array} \right] \quad (2.23)$$

Los procesos físicos que controlan el flujo dentro y fuera del *VE* Volumen Elemental, son la *advección* y la *dispersión*. La pérdida o ganancia de la masa de soluto en el *VE* pueden ocurrir como resultado de *reacciones* químicas, bioquímicas y desintegración radiactiva.

De manera que, el movimiento de solutos en la *ZNS* a menudo se define mediante la ecuación *ADE*. Las soluciones analíticas se han derivado para considerar una variedad de condiciones de frontera. Sin embargo, estas soluciones se obtienen para condiciones específicas que tienen numerosas aplicaciones como la verificación de códigos matemáticos, predicción del movimiento de solutos. Por otra parte, la mayoría de las soluciones analíticas pertenecen a medios semiinfinitos e infinitos. En tanto, las soluciones se obtienen mediante una variedad de técnicas matemáticas, incluidas las funciones de Green, separación de variables, método de características, transformadas de Laplace y transformadas de Fourier (Kumar, 2016).

2.3.1 Principales mecanismos físicos en el transporte de solutos

En el conjunto de procesos de transporte, almacenamiento, intercambio y transformación (transferencia), que por causas físicas, químicas y biológicas afectan a los solutos en la ZNS y las aguas subterráneas, el mecanismo de transporte se puede presentar a través de tres procesos importantes: advección, difusión y dispersión. También, ocurren los procesos de atenuación y transferencia las cuales se pueden generar a partir de: almacenamiento, intercambio y transformación. De acuerdo con Freeze y Cherry (1979), los procesos más importantes se describen a continuación:

El proceso de *advección* se denomina a veces *convección*, sin embargo, para el presente trabajo se tomará en consideración el término advección que se puede definir como: el movimiento de solutos disueltos y asociados con flujo del agua, este mecanismo se puede representar como (Ecuación 2.24):

$$F_A = q \cdot c, \quad (2.24)$$

donde q es el flujo Darcy y c es la concentración de soluto en disolución.

La *difusión* se define como: el mecanismo de transporte que representa el movimiento de los iones disueltos debido a la continua agitación térmica de las moléculas y se puede describir, de acuerdo con la Ley de Fick, de la siguiente manera (Ecuación 2.25):

$$F_D = -\theta D_m \frac{\partial c}{\partial z}, \quad (2.25)$$

donde, θ es el contenido de humedad, D_m es el coeficiente de difusión del medio poroso y z es la distancia vertical (profundidad). El término D_m siempre es menor al coeficiente de difusión molecular en agua, D_a , debido a la tortuosidad $\tau(l)$ del medio (Ecuación 2.26):

$$D_m = \frac{D_a}{\tau} \quad (2.26)$$

El factor *dispersión*: es el proceso de desplazamiento de las partículas debido a la variación de la velocidad del agua en el medio y se expresa en la Ecuación 2.27:

$$F_H = -\theta D_h \frac{\partial c}{\partial z}, \quad (2.27)$$

donde, D_h es el coeficiente de dispersión mecánica, y se relaciona linealmente con la velocidad del flujo $D_h: \alpha \cdot v$, donde v es la velocidad media del agua y α es el coeficiente de dispersión. Cabe mencionar que, D_m y D_h son similares desde el punto de vista macroscópico por lo que se presenta en la Ecuación 2.28:

$$D = D_m + D_h \quad (2.28)$$

2.3.2 Transporte de componentes no reactivos en medios homogéneos

El experimento clásico mostrado en la Figura 2.5a, es una de las formas más directas de ilustrar el significado físico de la forma unidimensional de la Ecuación advección-dispersión. En este experimento, un trazador no reactivo a concentración C_0 se introduce continuamente en un régimen de flujo en estado estacionario en el extremo aguas arriba de una columna rellena por un medio granular homogéneo. Se asume que la C_0 del trazador en la columna antes de la introducción del trazador es cero. Es conveniente expresar la C_0 del trazador en la columna es la concentración relativa, definida como C/C_0 , donde C es la concentración en la columna o en la salida.

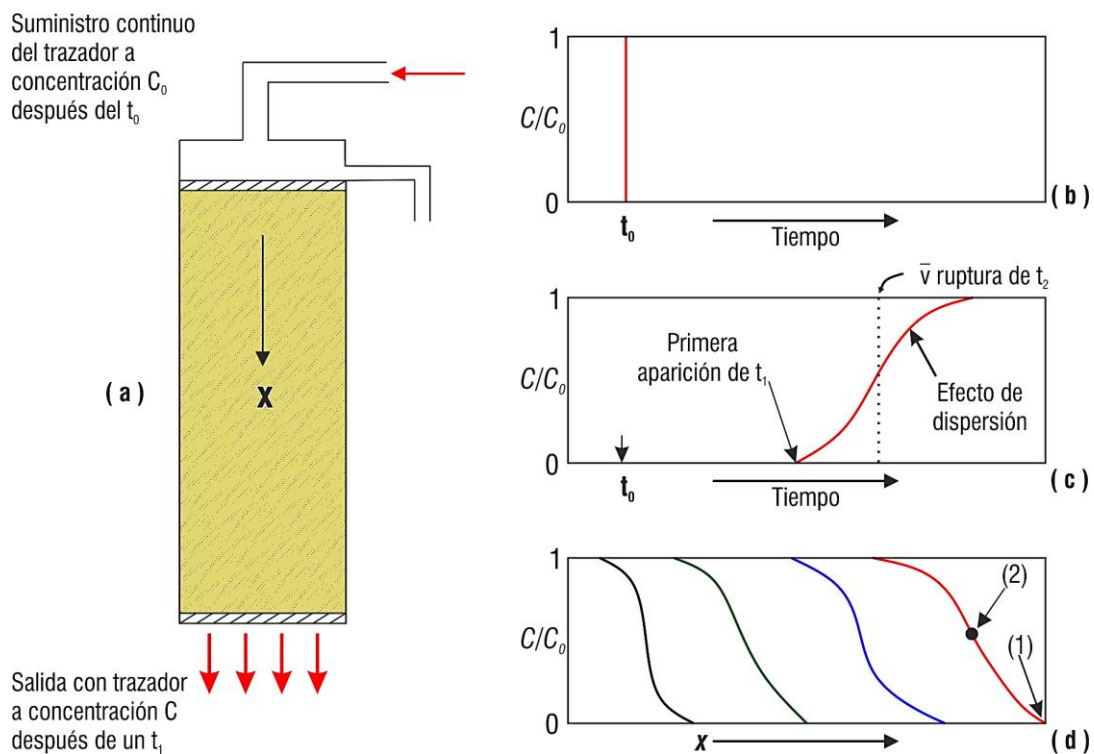


Figura 2.5 Dispersión longitudinal de un trazador que pasa a través de un medio poroso (a) columna con flujo constante, (b) entrada del trazador, (c) efecto de la dispersión y (d) perfil de concentración en la columna para varios tiempos (Fuente: Freeze y Cherry, 1979).

Por lo tanto, la entrada del trazador se puede representar como una función variable, como se muestra en la Figura 2.5b. La relación entre la concentración y el tiempo del flujo de salida de la columna, conocida como la curva de ruptura, se muestra en la Figura 2.5c. Si se asume que el trazador se mueve a través de la columna sin dispersión o difusión, el frente pasará como un tapón y saldrá de la columna como una función variable. Esta condición se muestra con línea continua y discontinua en la Figura 2.5(a)(c) respectivamente.

En cambio, en situaciones reales la dispersión y la difusión ocurren además la curva de ruptura se extiende haciendo que el trazador comience a aparecer en el flujo de salida de la columna (al tiempo t_1) esto está representado en la Figura 2.5c. Por último, la Figura 2.5d muestra imágenes de la interfaz de dispersión dentro de la columna en varios momentos antes de la ruptura. El frente del trazador se extiende a lo largo de la trayectoria del flujo. Las posiciones representadas por los puntos 1 y 2 en la Figura 2.5d corresponden a los tiempos t_1 y t_2 en la Figura 2.5c.

2.3.3 Transporte de contaminantes en la zona no saturada

Los mecanismos de introducción de solutos hacia el agua subterránea se pueden clasificar en cuatro tipos: (i) propagación a partir de la superficie del suelo, un claro ejemplo se presenta en un sitio de disposición final de residuos sólidos, (ii) refiere a la propagación originada a partir de la ZNS, esto puede ocurrir a partir de fugas del alcantarillado y tuberías de drenaje enterradas en el subsuelo, (iii) propagación originada en la zona saturada, situación que se genera a partir de la inyección directa al acuífero y (iv) propagación originada en la zona saturada, es decir, alteración del régimen del flujo este caso se presenta en las costas cuando se bombea de manera intensiva y se propaga la cuña salina hacia tierra adentro.

Los mecanismos de migración de contaminantes en un medio poroso incluyen procesos físicos como los mencionados en el apartado anterior, sin embargo, también ocurren procesos químicos y biológicos en el proceso de transporte, estos incluyen reacciones químicas, retardo de contaminantes, intercambio iónico, atenuación natural, entre otras, sin embargo, los procesos básicos empleados en esta investigación son: la advección y dispersión. El primer mecanismo hace referencia al movimiento de los contaminantes junto con el flujo del agua, en tanto, el segundo es la mezcla aparente y esparcimiento de los contaminantes en el sistema de flujo, tal y como se describen en el apartado anterior.

Aunado a lo anterior, es sustancial señalar que el transporte tiene una componente importante y que, de acuerdo con la literatura, el proceso de adsorción es el factor más importante en la atenuación de la migración de contaminantes, el cual ocurre entre estos y las partículas sólidas (Zhang y Qiu, 2010). En tanto Simunek y van Genuchten (2008), muestran la Ecuación 2.29, que describe el transporte unidimensional de contaminantes bajo un flujo estable en un medio poroso parcialmente saturado y se define como:

$$\frac{\partial(\theta Rc)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_h \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \frac{\partial(qc)}{\partial z} - \phi, \quad (2.29)$$

donde, c es la concentración [$M \cdot L^{-3}$], D_h es el coeficiente de dispersión [$L^2 T^{-2}$] que considera tanto la dispersión mecánica y difusión molecular (Fetter, 1999), ϕ es la velocidad de cambio de masa por unidad de volumen debido a reacciones químicas o sumideros [$M \cdot L^{-3} T^{-1}$]. Algunos modelos matemáticos como el modelo *HYDRUS-1D*, generaliza una ecuación de sorción no lineal que puede ser simplificada por el medio de la isoterma de Langmuir o Freundlich (Simunek *et al.*, 2005). Bajo este contexto, se asume una adsorción lineal de la forma siguiente Ecuación 2.30:

$$s = K_d c, \quad (2.30)$$

donde, K_d es el coeficiente de distribución [$L^3 M^{-1}$] y s es la concentración sorbida [$M \cdot M^{-1}$]. La sorción lineal conduce al factor de retardo R (adimensional) (Ecuación 2.31):

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta}, \quad (2.31)$$

donde, ρ_d es la densidad de masa en el medio poroso [$M \cdot L^{-3}$]. Algunos modelos matemáticos de una dimensión, se usa la ecuación de dispersión-advección para solutos inherentes y no adsorbidos durante el flujo de agua unidimensional cuya forma es la Ecuación 2.32:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z}, \quad (2.32)$$

donde, $D' = D(\theta)$ es el coeficiente de dispersión longitudinal [L]. La Ecuación 2.32 es frecuentemente denominada como ecuación de dispersión-advección o ecuación convección dispersión.

2.4 MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE EN UN MODELO NUMÉRICO

El modelado basado en procesos de flujo de agua y transporte de solutos sigue siendo un desafío importante en la hidrología de la *ZNS*. Las formulaciones van desde los modelos clásicos que simulan el flujo y el transporte uniforme, a los modelos de no equilibrio químico en dos sitios con agua móvil e inmóvil, hasta los modelos más complejos de doble permeabilidad que consideran el no equilibrio físico y químico. Los modelos se dividen en tres grupos: (i) modelos de transporte de equilibrio físico, (ii) modelos de transporte de no equilibrio químico, (iii) modelos de transporte de no equilibrio físico y químico (Simunek y van Genuchten, 2008).

El flujo de agua y el transporte de solutos en la *ZNS*, se puede simular en la actualidad mediante un gran número de modelos de diversos grados de complejidad y dimensionalidad. Los modelos numéricos en la actualidad cada vez se utilizan más, ya que pueden aplicarse más fácilmente a problemas de laboratorio y de campo que los modelos analíticos. El uso de modelos numéricos se ha popularizado durante los últimos 20 años, debido a la aparición de paquetes tanto de dominio público como comercial y al desarrollo de interfaces gráficas cada vez más sofisticadas que pueden simplificar su uso (Simunek y van Genuchten, 2008).

El paquete *HYDRUS-1D* (versión 4.16), es un programa de modelado numérico basado en sistema Windows, que utiliza las ecuaciones de Fourier, Richards y Fick, para resolver el flujo unidimensional de calor, agua y solutos a través de diversos medios, con saturación variable (Simunek *et al.*, 2005). El modelo fue desarrollado para examinar el flujo y transporte de solutos a través del suelo y la *ZNS* en capas no uniformes. El flujo de agua en el paquete se puede configurar considerando presiones constantes y variables, límites de flujo, límites atmosféricos, así como condiciones de drenaje libre (Simunek *et al.*, 2005).

El modelo *HYDRUS-1D*, utiliza los parámetros de Marquardt-Levenberg para determinar las estimaciones inversas de los parámetros hidráulicos o de transporte de solutos en el suelo y la *ZNS* para su uso en condiciones de flujo transitorio o de estado estacionario (Simunek *et al.*, 2005). Por consiguiente, permite estimar variables desconocidas a partir de parámetros tales como presión (tanto constante como de flujo), contenidos de humedad, concentraciones de soluto además de las condiciones de límite acumulativas (de infiltración, lixiviación y percolación) (Simunek *et al.*, 2005).

Adicionalmente el paquete *HYDRUS-1D*, puede formular un gran número de modelos de no equilibrio físico y químico, sin embargo, derivado de la disponibilidad de datos en campo para la presente investigación se empleará el modelo tradicional de flujo y transporte que se basa en la descripción clásica de flujo uniforme en el suelo y la *ZNS* (Figura 2.6). En este modelo, el medio poroso se ve como una colección de partículas impermeables del suelo, separados por poros o fracturas a través de los cuales se produce el flujo y el transporte. Este tipo de procesos en la *ZNS*, generalmente se describe utilizando la Ecuación de Richards (Ecuación 2.21) y el transporte de solutos utilizando la ecuación clásica de advección-dispersión (Ecuación 2.32) (Simunek y van Genuchten, 2008).

El movimiento de agua y soluto en la *ZNS* simulado por *HYDRUS-1D v4.16* utiliza un modelo de flujo de porosidad simple o flujo uniforme (Figura 2.6). En tanto, las ecuaciones de transporte consideran la advección-dispersión en la fase líquida, así como difusión en la fase gaseosa. Asu vez, las ecuaciones de transporte incluyen un módulo para: reacciones de no equilibrio no lineales entre la fase líquida y sólida, reacciones en equilibrio lineales entre la fase líquida y gaseosa, producciones de orden cero y dos reacciones de degradación de primer orden: una de las cuales es independiente de otros solutos y una que proveen un acoplamiento entre solutos envueltos en reacciones de decaimiento de primer orden para más información consulte (Simunek y van Genuchten, 2016).

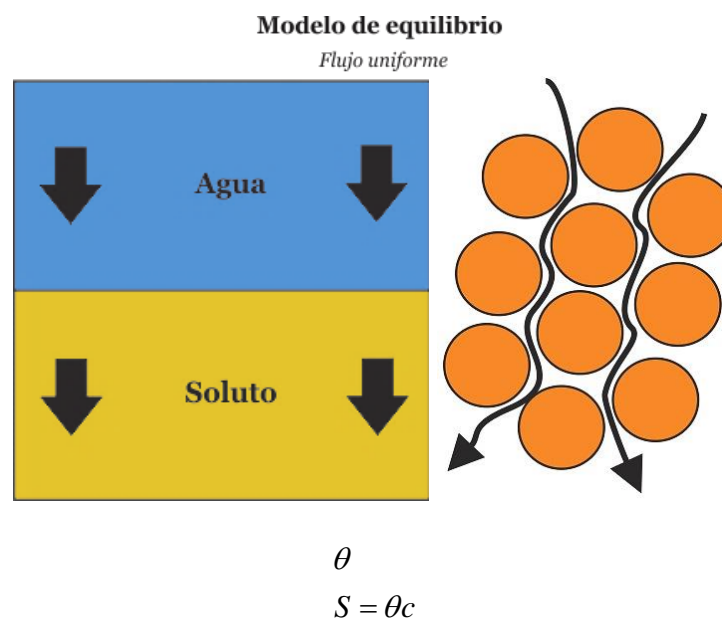


Figura 2.6 Modelo de equilibrio físico para el flujo de agua y el transporte de solutos en un sistema de porosidad única (Simunek et al., 2005).

Por su parte, el coeficiente de dispersión incluye la difusión molecular y la tortuosidad de los poros. Las funciones hidráulicas del suelo y la ZNS, se simulan en el modelo utilizando las técnicas analíticas disponibles desarrolladas por Brooks y Corey (1964) y van Genuchten (1980). Estas técnicas también se utilizan en el ajuste de curvas y mejoran la estimación de las funciones hidráulicas cerca de la saturación. La histéresis se implementa utilizando las condiciones establecidas por Kool y Parker (1987). Asimismo, el modelo también utiliza la absorción de agua de la raíz mediante la función de crecimiento en forma de S desarrollada por van Genuchten (1987).

Además, el paquete implementa características de escala lineal para aproximar la variabilidad hidráulica que relaciona las funciones hidráulicas del suelo y la ZNS con diferentes tipos de materiales (Simunek *et al.*, 2005). Las soluciones numéricas se resuelven utilizando los esquemas lineales de elementos finitos de Galerkin, donde la integración temporal se realiza de manera implícita utilizando un esquema de diferencias finitas para condiciones tanto saturadas como no saturado (Simunek *et al.*, 2005). Los problemas de flujo transitorio se resuelven utilizando una función de paso de tiempo automático y utilizan los números de Courant y Peclet para mejorar la eficiencia del cálculo. El término de contenido de humedad se modela utilizando un método de conservación de masa propuesto por Celia *et al.* (1990).

En conclusión, los modelos numéricos actualmente funcionan como una herramienta poderosa para evaluar la hidrodinámica de los contaminantes en el suelo y la ZNS, además pueden contribuir en la evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea (Salas-García *et al.*, 2017). Asumiendo que, las características del suelo en la ZNS están estrechamente relacionadas con mecanismos de migración y transformación de contaminantes, además que la hidrodinámica del subsuelo afecta directamente el estado de las sustancias químicas que alcanzan el agua subterránea (Li *et al.*, 2017).

En definitiva, las propiedades hidráulicas del perfil estratigráfico representan los mecanismos que controlan el flujo de agua y el transporte de contaminantes a través del medio no saturado, los cuales han sido ampliamente investigados durante varias décadas. Los estudios han variado desde pequeños experimentos de laboratorio (Walser *et al.*, 1999; Kosugi y Inoue 2002; Bruckler *et al.*, 2002; Salas-García *et al.*, 2017), hasta trabajo de campo experimental (Walvoord *et al.*, 2002; Morales, 2008; Steelman *et al.*, 2012 y Van Meir *et al.*, 2012).

2.5 AGENTES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

El término contaminación se usa para agregar cualquier soluto en el sistema hidrológico como resultado de la actividad del hombre, asimismo, el término se limita y se emplea en situaciones en la que se ha alcanzado niveles de contaminación que se consideran objetables (Freeze y Cherry 1979). No obstante, también podría haber un deterioro en la calidad del agua debido a razones naturales, como la disolución de minerales del material rocoso. Sin embargo, en la mayoría de las veces la contaminación del agua subterránea es casi siempre resultado de la actividad humana.

De ahí que, cuando se habla de contaminación de aguas subterráneas, se hace referencia a los solutos disueltos en el agua que pueden hacerla inadecuada para su uso. La mayoría de las aguas naturales contienen al menos cierta cantidad de sustancias disueltas que se consideran contaminantes, por ejemplo: cada vaso de agua que se usa para consumo humano contiene cantidades de plomo y arsénico, sin embargo, están presentes en concentraciones muy bajas que no representan un riesgo significativo. En definitiva, para que un contaminante sea un verdadero problema, debe estar en concentraciones que presenten un riesgo significativo para la salud humana o el ecosistema (Fitts, 2002).

Fuentes de contaminación

Las fuentes de contaminación del agua subterránea vienen en una gran variedad de formas y tamaños (Figura 2.7). Puede tratarse de tanques subterráneos con fugas, sitios de disposición final de residuos sólidos, laguna de aguas residuales, campo de lixiviación del sistema séptico, derrame de un desagüe en una fábrica o fugas de residuos químicos. Estos ejemplos son todos relativamente pequeños y se clasifican como fuentes puntuales. Por su parte, las fuentes difusas, son fuentes más grandes y ampliamente distribuidas. Los ejemplos incluyen la precipitación contaminada, agroquímicos aplicados a tierras de cultivo además la escorrentía de carreteras y estacionamientos (Fitts, 2002).

El espectro de la contaminación del agua subterránea se ciernen sobre áreas industrializadas, suburbanas y rurales. Por lo cual, las fuentes de contaminación del agua subterránea son muchas y los contaminantes son numerosos y variados. Por consiguiente, cada tipo de fuente contaminante afecta la distribución del contaminante en la zona no saturada y zona saturada.

Los contaminantes pueden llegar al agua subterránea de varias maneras. El contaminante puede ser miscible, es decir, se disuelve en agua, o inmisible lo que quiere decir que el agua y el contaminante se encuentra en fases separadas: uno más ligero o pesado, de manera que, este puede adsorberse en partículas finas que el agua transporta en suspensión. Por lo tanto, el líquido miscible forma una sola fase en combinación del agua y el contaminante, lo que deriva en un flujo monofásico que se rige por la ley de Darcy.

Por otra parte, los solutos se clasifican como conservadores y no conservadores o también conocidos como reactivos y no reactivos. Los solutos conservadores permanecen estables en el agua subterránea: no reaccionan con el medio rocoso, un ejemplo de este tipo se encuentra en las soluciones de cloruros Cl^- , en efecto, son componentes conservadores que no afectan la viscosidad y la densidad del agua. Por su parte, el flujo multifásico se produce básicamente en la zona no saturada, por ejemplo, en el caso de derrames de hidrocarburos que dan como resultado fases de hidrocarburos y agua (Delleur, 2000).

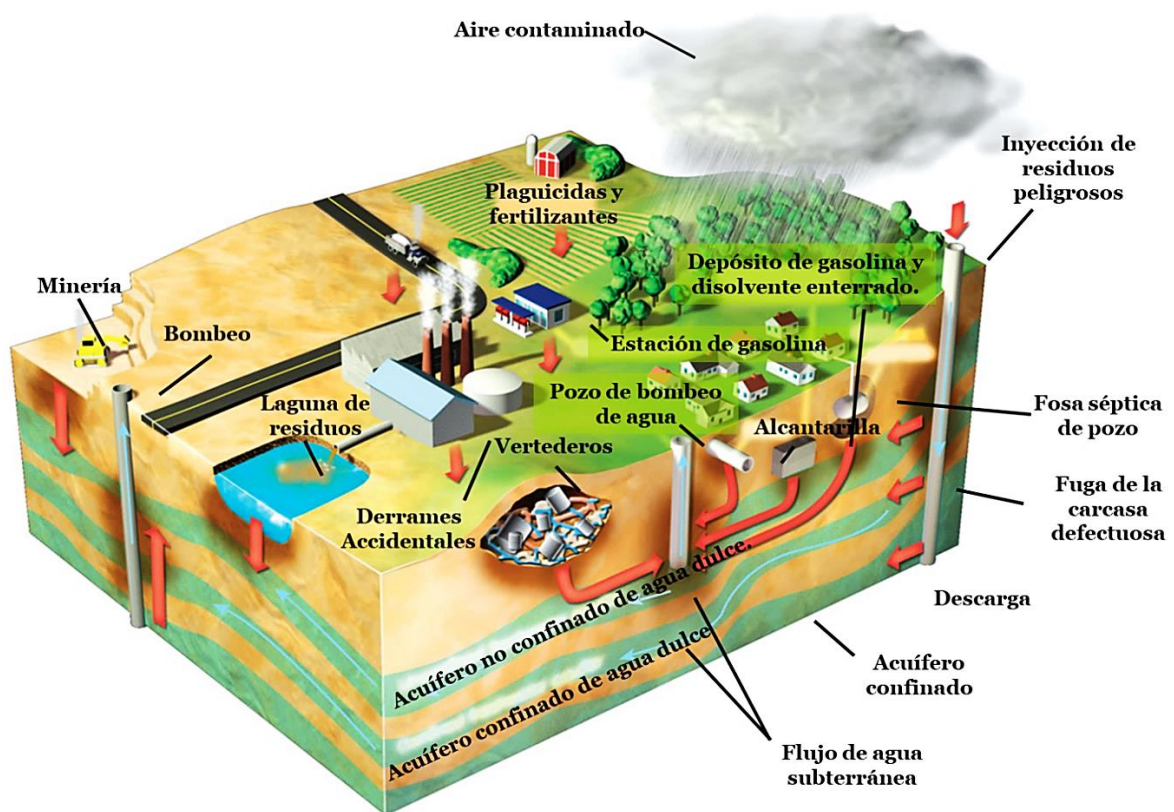


Figura 2.7 Esquema representativo de las fuentes de contaminación del agua subterránea, las cuales son numerosas y tan diversas como las actividades humanas. Otra fuente es la intrusión de agua salada en áreas costeras (Fuente: Miller et al., 2009).

2.5.1 Sitios de disposición final de residuos sólidos

Se vive en un mundo caracterizado por un continuo aumento de la población humana, con el consiguiente aumento asociado en la generación de residuos. Esta relación es corroborada por los datos de Estados Unidos (USEPA, 2012) y la Unión Europea EU, entre otros. Los sitios de disposición final referidos comúnmente en la literatura como vertederos, en áreas urbanas y rurales representan una de las fuentes conocidas de contaminación de origen puntual (Noss y Johnson, 1984). No hace muchas décadas se conocía a los *vertederos* como *basureros*, y no eran más que socavones sin revestimiento llenos de basura. Por lo general, los vertederos se colocan en propiedades de poco valor, como un hoyo de grava abandonado o una zona pantanosa (Fitts, 2002).

El entierro de residuos sólidos, en un sitio de disposición final es la práctica más común de eliminación de desechos municipales, cenizas, basura, hojas, escombros de demolición y lodos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, entre otros (Fetter, 2001). La mayor parte de los residuos sólidos municipales, se disponen en sitios controlados y no controlados, en general se realizan en depresiones naturales o en excavaciones hechas por el hombre, como canteras abandonadas (Singhal y Gupta, 2010).

En tanto, a nivel nacional el Estado de México, ocupa el primer lugar en generación de Residuos Sólidos Urbanos (*RSU*), con un promedio de 15,768 toneladas diarias de *RSU* y manejo especial, actualmente en la entidad existen 16 rellenos sanitarios en donde disponen sus residuos 65 municipios, además se reconocen 35 sitios no controlados donde disponen sus residuos 39 municipios de los 125 que comprende el Estado de México (PC, 2017).

En México de acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, la disposición final es toda *“acción de depositar o confinar permanentemente residuos en sitios e instalaciones cuyas características permitan prevenir su liberación al ambiente y las consecuentes afectaciones a la salud de la población y a los ecosistemas y sus elementos”*.

De acuerdo con la misma norma, se define como **Sitios de Disposición Final de Residuos** a aquellos sitios en los que se deposita o se ha depositado residuos sólidos en forma ilegal o legal por periodos prolongados de tiempo, dichos sitios representan focos descontrolados de contaminación sanitaria y ambiental, tanto para el suelo, agua superficial, agua subterránea

y la atmósfera, además de ocasionar la proliferación de insectos (Tchobanoglous y Kreith, 2002). Entre estos sitios se reconocen tres tipos: Rellenos Sanitarios (*RESA*), Sitios Controlados y Sitios No Controlados (NOM-083-SEMARNAT-2003).

Rellenos Sanitarios (RESA): Un *RESA* es “una obra de infraestructura que involucra métodos y obras de ingeniería para la disposición final de *RSU* y de manejo especial, con el fin de controlar, a través de la compactación e infraestructuras adicionales, los impactos ambientales” (NOM-083-SEMARNAT-2003).

Sitios Controlados: Un sitio controlado es una obra de ingeniería construida para depositar permanentemente Residuos Sólidos. Cumple con las especificaciones de un *RESA* en lo que refiere a obras de ingeniería, por ejemplo, tuberías para el control de biogás, un sistema de captación de lixiviados, así como sistemas de compactación, asimismo, cuenta con ciertas consideraciones o estudios de tipo económico, social y ambiental, de modo que es principalmente ocupado por gobiernos municipales. Estos aspectos son importantes, pero no suficientes para catalogar al sitio como un *RESA* ya que no cumple con las especificaciones de impermeabilización (NOM-083-SEMARNAT-2003).

Sitios No Controlados: Es un lugar en el que, sin consideraciones medioambientales es elegido por algún grupo humano para depositar sus desechos sólidos, generalmente son establecidos en depresiones naturales o sumideros. En la actualidad en nuestro país, aún persiste la práctica inadecuada de la disposición final de los residuos sólidos municipales mediante tiraderos o vertederos a cielo abierto, los cuales son considerados como sitios no controlados: esta práctica consiste exclusivamente en depositar los residuos sólidos sobre el suelo, sin control alguno, generando por este hecho una serie de impactos negativos para la salud pública y el ambiente (PC, 2017).

2.5.2 Problemáticas generadas a partir de los sitios de disposición final

Tomando en consideración lo anterior, la gestión inadecuada de los sitios de disposición final *vertederos* puede suponer serias amenazas ambientales, derivado de la emisión de gases, líquidos y sólidos, además de mencionar los incendios espontáneos provocados por el metano emanado de estos, la proliferación de fauna nociva, así como la generación de lixiviados, lo que provoca un deterioro constante en la calidad ambiental (Cossu, 2013; Peng, 2017).

En la mayoría de los países, los vertederos controlados y no controlados son el método preferido para la eliminación de residuos sólidos debido a su bajo costo y mantenimiento. A medida que crece el volumen de residuos producidos, se construyen más sitios de disposición final sin aumentar los costos de eliminación de residuos. Debido a su gran número y la naturaleza de las operaciones, los vertederos ahora se consideran una amenaza para el medio ambiente, especialmente aquellos que no se mantienen y controlan adecuadamente (Aziz *et al.*, 2014).

Una de las amenazas planteadas por los vertederos es la producción de lixiviados, que se genera a partir de la descomposición de los desechos y por la humedad que penetra en las capas del vertedero. El lixiviado es un agua residual altamente contaminada que contiene una amplia gama de contaminantes, incluyendo materias orgánicas e inorgánicas, sustancias húmicas y fúlvicas e incluso metales pesados. La descarga de lixiviados no tratados en un curso de agua podría conducir a una grave contaminación del suministro de agua. Este también es un problema prolongado ya que los lixiviados continúan produciéndose durante muchos años, incluso después de que se haya cerrado un vertedero (Aziz *et al.*, 2014).

De acuerdo con lo anterior, los sitios de disposición final comúnmente conocidos en la literatura como vertederos pueden generar un impacto hacia el agua subterránea que subyace al sitio, esto como resultado de fugas de lixiviado que ocurre sobre la base de este. Los RESA modernos incluyen barreras de arcilla y plástico (geomembrana) sobre la base del sitio, así como sistemas de recolección y procesamiento de lixiviados, para evitar fugas de estos (Carpenter *et al.*, 2012). Sin embargo, tal como lo reporta Fetter (2001), incluso en los RESA pueden existir fallas en el sistema y con ello provocar fugas de lixiviado.

De ahí que, desde hace algún tiempo ha habido una creciente preocupación con respecto a la contaminación del suelo y las aguas subterráneas debido a la infiltración de lixiviados. La infiltración no controlada de lixiviados en la ZNS hacia la zona saturada (agua subterránea), se considera el peor impacto ambiental de los vertederos. La infiltración de lixiviados es un fenómeno común en un sitio de descarga abierto, sin revestimiento y sin un sistema de recolección de lixiviados. En 1977, un estudio en 50 vertederos se descubrió la presencia de contaminación química orgánica en 40 sitios y la infiltración de al menos un químico peligroso en 43 sitios (Aziz *et al.*, 2014).

2.5.3 Los sitios de disposición final como agente de contaminación.

Los sitios de disposición final se han identificado como una de las principales amenazas para el agua subterránea (USEPA, 1984; Fatta *et al.*, 1999). Los desechos colocados en este tipo de sitios a cielo abierto están sujetos a un flujo de agua subterránea, o una infiltración de la precipitación. Los desechos sólidos vertidos liberan gradualmente su agua intersticial inicial y algunos de sus subproductos de descomposición, se introducen en el agua que se mueve a través del depósito de desechos. Dicho líquido que contiene innumerables compuestos orgánicos e inorgánicos se llama *lixiviado*. Este lixiviado se acumula en el fondo del relleno y se filtra a través del suelo (Mor *et al.*, 2006). La contaminación del agua subterránea proveniente de estos sitios forma una *pluma* que se mueve en profundidad hacia los acuíferos subyacentes y aguas abajo del vertedero como se muestra en la Figura 2.8.

Las áreas cercanas a los vertederos tienen una mayor posibilidad de contaminación del agua subterránea debido a la fuente potencial de contaminación de los lixiviados originados en el sitio cercano (Mor *et al.*, 2006). Sin embargo, la contaminación tanto del suelo como de las aguas subterráneas en un vertedero depende de factores como: composición del lixiviado, la operación del sitio y la interacción del transporte de contaminantes en el suelo (Lim *et al.*, 2012). La migración de lixiviados en un vertedero hacia las aguas superficiales y subterráneas está en función de las condiciones topográficas e hidrogeológicas del sitio, generando de esta forma la degradación de la calidad del agua y poniendo en peligro la salud de la población.



Figura 2.8 Diagrama conceptual de una pluma de contaminación en el agua subterránea derivado de un vertedero (Gillham y Cherry, 1989).

En México, se reporta que la mayoría de los sitios de disposición final de residuos sólidos, aun siendo catalogados como rellenos sanitarios o sitios controlados, no cumplen con las condiciones adecuadas para evitar que los contaminantes generados en los mismos impacten al agua, suelo y aire (CONAGUA-GTZ, 2006), por lo cual se convierten en serias amenazas para el medio ambiente especialmente para el recurso hídrico subterráneo.

Incluso en sitios catalogados como *RESA*, todavía hay posibilidades de fugas debido a fallas de diseño o limitaciones como: la supervisión de la vida útil de un revestimiento, por lo tanto, un límite aceptable de fuga generalmente considera las propiedades físicas y de atenuación del sistema de revestimiento (Aziz *et al.*, 2014). Asimismo, si se generan grandes cantidades de lixiviados en un *RESA* con infraestructura adecuada, pero empleando una arcilla de baja permeabilidad, existe la tendencia de que los lixiviados lleguen a la superficie del suelo y formen manantiales de lixiviados (Fetter, 2001).

Como resultado, los casos de contaminación de aguas subterráneas se registran en vertederos antiguos no controlados y modernos *RESA* (diseñados con revestimiento y sistemas de drenaje), en parte debido a la vida útil de las barreras impermeables demostrando, con frecuencia, que su eficiencia es más corta que la duración de los impactos (Cossu, 2013), y en parte debido a un diseño, construcción y mantenimiento inadecuados, lo que resulta en la fuga de lixiviados (Bjerg *et al.*, 2003). La pluma de contaminación del agua subterránea en el acuífero afectado por lixiviados puede durar de décadas a siglos (Bjerg *et al.*, 2003; Bjerg *et al.*, 2011; Bhalla *et al.*, 2013). Asimismo, los vertederos de desechos sin medidas para controlar la entrada de lixiviados en las aguas subterráneas pueden constituir una fuente de contaminación mucho después de que haya cesado el vertido (Bjerg *et al.*, 2003).

Por lo tanto, los principales impactos ambientales potenciales relacionados con los lixiviados de vertederos son la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales (Kjeldsen y Christophersen, 2001; Kjeldsen *et al.*, 2002; Slomczynska y Slomczynski, 2004), ya que muchos de los vertederos, activos o abandonados, han sido operados con poca consideración de los peligros que puedan causar hacia el agua. En general, el lixiviado ha sido identificado por muchos países como un contaminante tóxico tanto para la salud humana como para las aguas superficiales, subterráneas y el suelo (Mor *et al.*, 2006; Abbas *et al.*, 2009).

De acuerdo con lo anterior, varios investigadores han presentado trabajos de caracterización fisicoquímica de lixiviados con rangos que constituyen los límites mínimos y máximos de los contaminantes encontrados en sitios de disposición final. En el caso particular de los sitios de disposición final de residuos sólidos, el conocimiento de las características de los lixiviados y su concentración es el requisito más esencial para este apartado. Según una recopilación de información en Mukherjee *et al.* (2015), la composición típica de un lixiviado de vertedero municipal se caracteriza de acuerdo con la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Rango típico de la composición de lixiviados en sitios de desechos municipales (excluye compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles) (Tomado de Canter *et al.*, 1988; Lee y Jones, 1991; Lee y Jones-Lee, 1993 en Mukherjee *et al.*, 2015).

Parámetro	Rango típico (mg L⁻¹, A menos que se indique lo contrario)	Límite superior (mg L⁻¹, a menos que se indique lo contrario)
Alcalinidad total (como CaCO ₃)	730 – 15,050	20,850
Calcio	240 - 2330	4080
Cloruros	47 – 2400	11,375
Magnesio	4 – 780	1400
Sodio	85 – 3800	7700
Sulfato	20 – 730	1826
Conductancia específica	2000 – 8000 μ mhos cm ⁻¹	9000 μ mhos cm ⁻¹
SDT	1000 – 20,000	55,000
DQO	100 – 51,000	99,000
DBO	1000 – 30,300	195,000
Hierro	0.1 – 1700	5500
Nitrógeno total	2.6 – 945	1416
Potasio	28 – 1700	3770
Cromo	0.5 – 1.0	5.6
Magnesio	Por debajo del nivel -- 400	1400
Cobre	0.1 – 9.0	9.9
Plomo	Por debajo del nivel --1.0	14.2
Níquel	0.1 – 1.0	7.5

En general, los vertederos municipales generan lixiviados fuertemente anaeróbicos con altos contenidos de *DQO*, sales, NH_4^+ , compuestos orgánicos y metales liberados de los desechos (Bjerg *et al.*, 2003). La detección de NH_4^+ , *Cl*, *DQO*, SO_4^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y algunos metales pesados se utilizan como los principales indicadores de la contaminación de las aguas subterráneas por lixiviados (Cossu, 2013; Han *et al.*, 2014). El exceso de cloruro (*Cl*) en el agua generalmente se toma como índice de contaminación debido a ser un ion conservativo y adicionalmente es considerado como un trazador para determinar la contaminación del agua subterránea (Loizidou y Kapetanios, 1993; Moreno, 2008; Morales, 2008).

Por ejemplo, un alto contenido de *Cl* en el agua subterránea puede provenir de fuentes de contaminación como los efluentes domésticos, fertilizantes, fosas sépticas y lixiviados (Mor *et al.*, 2006). El riesgo que puede tener el ser humano radica en la ingestión del agua contaminada por los lixiviados generados a partir de los residuos, en el contacto directo que tenga con acuíferos, lagos y ríos, y finalmente, en la bioacumulación de algunas sustancias como los metales pesados (plomo, cadmio, etc.) en peces o cualquier otro organismo de consumo humano que esté en contacto con agua mezclada con los lixiviados (Kiely *et al.*, 1999).

El alto contenido de cloruro en el agua subterránea causa enfermedades relacionadas con el corazón y el riñón (Naveen *et al.*, 2017). Asimismo, de acuerdo con Gómez *et al.* (2018) la concentración de cloruros disminuye a medida que aumenta la edad del sitio de disposición final, debido a un fenómeno de lavado, pero para obtener concentraciones bajas del ión cloruro puede durar años o inclusive décadas. Por otra parte, el alto contenido de cloruro en los análisis fco-químicos de lixiviado refleja la presencia de una cantidad significativa de sales solubles en los materiales de desechos sólidos.

De acuerdo con datos reportados en la literatura y tomando como referencia la Tabla 2.2, se observa que en general, la concentración de *Cl* y demás parámetros reportados en la caracterización fco-química de lixiviados depende de la edad del sitio, encontrándose mayores concentraciones en los lixiviados más jóvenes, en los cuales, la mayoría están asociadas con variables indicadoras de materia orgánica y sólidos, por otra parte, en los lixiviados de mayor edad la relación es que tiende a disminuir la concentración de *Cl* y demás parámetros.

Tabla 2.2 Colección de datos sobre concentración de cloruros Cl^- en lixiviados procedentes de sitios de disposición final, reportados en la literatura y clasificados de acuerdo con la edad del sitio.

Parámetro	Edad del sitio de disposición final(años)				Referencia
	Joven (0-5)	Intermedio (5-10)	Estabilizado (10 - 20)	Viejo (>20)	
Cloruros Cl^- (mg/l)	600-800	1330	70		(Kehew. A. E. 2001)
	100-5000				(Méndez-Novelo et al., 2002)
	1000-3000	500-2000	100-500	<100	(El-Fadel et al., 1997b; Scott et al., 2005)
	200-3000			100-400	(Davis y Masten. 2005)
	315-12400			315-12400	(Stegmann et al., 2005)
	200-3000	100-400			(Deng y Englehardt et al., 2006)
			4485-4764		(Kale et al., 2010)
	2213-2966	3194-3449	3236-3970		(Regadío et al., 2012)
	200-3000		100-400		(Aziz et al., 2014)
	2121-4200	1398-3099	800-2420		(Lozada et al., 2014)
	230-780			(Naveen et al., 2017)	
	5245-227		3568-146	757-47	(Gómez et al., 2018)

2.5.4 Límites permisibles de Cl^- en el mundo y en México

El lixiviado generalmente contiene componentes que incluye cloruros, sulfatos, carbonatos, compuestos de nitrógeno, metales y una amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos. En tanto, en la Tabla 2.3 se muestra un resumen que indica los límites permisibles destinados para uso de consumo humano (nacionales e internacionales) específicamente del ión Cl^- que en etapas posteriores de esta investigación serán comparados con la NOM-127-SSA1-1994, y los resultados de la modelación numérica, para establecer el nivel de riesgo por los sitios de disposición final.

Tabla 2.3 Límites permisibles del ión cloruro Cl^- en el agua para consumo humano. Según la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994, la USEPA (1998) y la Organización Mundial de la Salud OMS (2002).

Parámetro	Unidades	Límites permisibles		
		NOM-127	USEPA (1998)	OMS (2002)
Cloruros Cl^-	mg/l	250	200	200

CAPÍTULO 3

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE INTERÉS

3.1 DEFINICIÓN DEL OBJETO DE ESTUDIO

En el Valle de Toluca, la alta densidad poblacional ésta propiciada por el establecimiento y desarrollo de zonas industriales, por lo que el área se ha convertido en un polo de fuerte desarrollo económico donde se generan gran cantidad de desechos industriales y domésticos (Esteller y Díaz-Delgado, 2000). De ahí que, el Valle de Toluca se presenta como un área de interés para la evaluación del riesgo de contaminación por efecto de la disposición final de residuos sólidos. En tanto, en esta sección se delimitó como área física la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (*CARL*), sin embargo, se hará énfasis y se prestará mayor atención sobre el Valle de Toluca, todo ello durante los primeros apartados. Posteriormente, en las etapas de metodología y resultados se describen los sitios de manera puntual y/o específica.

3.2 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE INTERÉS

El Valle de Toluca, se localiza en la porción central de la República Mexicana y en la zona central del Estado de México, siendo uno de los valles de mayor elevación del altiplano mexicano. El valle queda enmarcado dentro de la limitación física de la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (*CARL*) que comprende la vertiente norte de la Sierra de Monte Alto y Volcán Guadalupeana, así como la vertiente nororiental del Nevado de Toluca (4,680 msnm), siendo su elevación media de 2,570 msnm hasta la presa José Antonio Alzate (Figura 3.1).

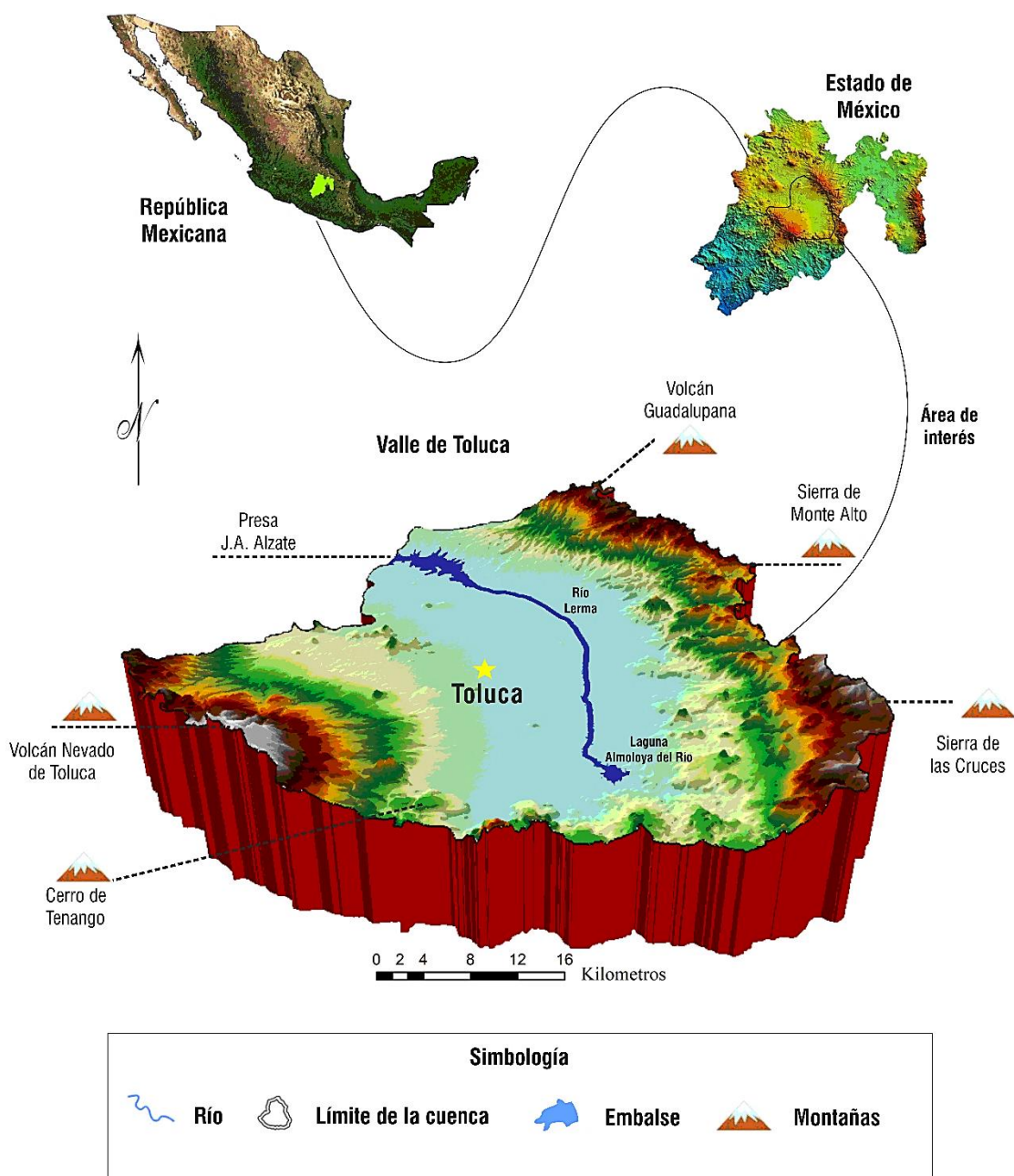


Figura 3.1 Mapa de localización del Valle de Toluca, el cual se contextualiza en el entorno nacional y estatal. De esta forma, se observan los diferentes accidentes geográficos, límites de la cuenca superficial y el curso principal río Lerma el cual gobierna la hidrología del área.

3.2.1 Rasgos climáticos

De acuerdo con la clasificación climática de Köppen modificado por Enriqueta García (1981), el clima en la porción central del Valle de Toluca y hacia el cerro el Calvario de Toluca, corresponde a templado subhúmedo con lluvias en verano y humedad invernal moderada C(w1), el resto de las partes bajas del valle presentan un clima templado subhúmedo con lluvias en verano y humedad invernal elevada C(w2), mientras que la zona correspondiente a la Sierra de las Cruces y a las laderas del Nevado de Toluca presentan un clima semifrío subhúmedo Sb'(w2), la zona más alta del Nevado de Toluca muestra un clima Frio E(T)CHw (Santillán, 2013; CTAEM, 2018).

Precipitación

Dentro del Valle de Toluca, se presenta una precipitación media anual cercana a los 800 mm en la parte central del valle, que incrementa localmente hasta 1200 mm y 1500 mm anuales en las partes altas de las montañas, así como un decremento hacia su porción noroccidental (Gárfias *et al.*, 2017). De manera que, siendo la estación climatológica más representativa la de Toluca con clave CONAGUA (15367), la cual registra una precipitación promedio de 785 mm al año, con valores extremos de 1183 y 776.4 mm/año. En tanto, la temporada de lluvias se presenta de mayo a octubre, siendo más intensa los meses de junio a septiembre, con valores cercanos a unos 140 mm/mes. Por último, la época de estiaje tiene lugar entre noviembre y abril, con precipitaciones del orden de 12 mm/mes (CTAEM, 2018).

Temperatura

La temperatura media anual en el Valle de Toluca oscila entre los 12 °C y 14 °C, en los meses de diciembre y enero la temperatura es aproximadamente de 9.5 °C e incrementa hasta el mes de mayo donde alcanza los 14 °C, para volver a descender gradualmente hasta diciembre. La curva de temperatura mensual en la mayoría de las estaciones ubicadas en el Valle de Toluca muestra el mínimo en la última semana de enero y su valor promedio corresponde a 5.9 °C (CTAEM, 2018). De esta forma, la temperatura mensual y anual medias registradas en la estación climatológica de Toluca, que puede considerarse representativa de la región bajo estudio en el período 1921-2016, la temperatura media resulta de 12.2 °C en el año y los valores extremos de 13.3 °C y 10.5 °C, también como valores promedio (CONAGUA, 2015).

3.2.2 Principales atributos fisiográficos

De acuerdo con Deman *et al.* (1978), la zona donde se emplaza el Valle de Toluca se localiza la provincia fisiográfica Eje Neovolcánico Transmexicano, la cual se caracteriza por una serie de manifestaciones volcánicas, las más importantes del país, que dieron origen, entre otros relieves, al Popocatepetl, Iztaccíhuatl y Nevado de Toluca, a cuyo valle se asienta la ciudad de Toluca, capital del Estado de México.

El Valle de Toluca tiene una extensión cercana a los 700 km², con un eje mayor orientado de norte a sur con una longitud de casi 35 km y un eje menor orientado de este a oeste, con 20 km de longitud, aproximadamente. Sus límites son al norte, el volcán Guadalupeana y Sierra de Monte Alto, al sur la Sierra de las Cruces y el cerro de Tenango y al oeste el volcán Nevado de Toluca, siendo estas elevaciones las más predominantes y determinantes en la divisoria hidrográfica (Figura 3.1). De esta forma, el valle presenta dos niveles de drenaje: uno sobre las serranías y otro sobre el valle central. En este último, se desarrolla el cuerpo receptor principal de la considerada parte alta de la cuenca del río Lerma, cuyas aguas terminan en el océano Pacífico.

3.2.3 Hidrología general y dominio de cursos de agua superficiales

En relación con la hidrografía superficial, el *CARL* queda comprendida dentro de la Región Hidrológica No. 12, en la cuenca del río Lerma. El escurrimiento superficial más importante es el colector principal del río Lerma, el cual recorre la cuenca de sur a norte y sus efluentes, cuyo nacimiento se originaba en los manantiales situados al pie del volcán Tezontle en la región de Tenango del Valle dando origen a las lagunas de Almoloya del Río, Tultepec y San Bartolo. Sin embargo, en 1943 estos tres cuerpos de agua superficiales característicos de la cuenca del *CARL*: las lagunas de Almoloya, Tultepec y San Bartolo, con el paso del tiempo han visto mermando su tamaño (UAEM, 1993; Rudolph *et al.*, 2006), que originalmente cubrían una superficie de 10 700 ha y para la actualidad solo quedan rezagos de estas.

Por su parte, del Nevado de Toluca desciende el río Ojo de Agua con dirección oriente hacia San Antonio la Isla, desembocando en la laguna Almoloya del Río, nacimiento antiguo del río Lerma, donde también se concentran escurrimientos provenientes de la vertiente de la Sierra de las Cruces. Así mismo, descienden en forma radial los siguientes escurrimientos:

río Verdiguél que atraviesa Toluca y descarga finalmente en el Lerma junto con las aguas residuales de la ciudad, otro principal afluente es el río Tejalpa, además de los ríos y arroyos provenientes de la vertiente occidental de las Serranías, de forma similar, por la parte oriental proveniente de la Sierra de Monte Alto y las Cruces con dirección hacia el norte, desciende el río Ocoyoacac. Los cuales aportan al río Lerma por su margen derecha y descargan antes del embalse de la presa José Antonio Alzate (Figura 3.1) (CONAGUA, 2015).

3.2.4 Características edafológicas

La clasificación de suelo realizada por INEGI (2014), muestra que la región del Valle de Toluca se conforma principalmente por Phaeozem en la parte central y Vertisol en la porción norte, las características morfológicas presentadas por estos suelos los hacen adecuados para el desarrollo de la agricultura ya que proporcionan altos rendimientos. La textura dominante del Phaeozem es media, mientras que, la de los Vertisoles es arcillosa, lo que disminuye la velocidad de infiltración del agua en los primeros centímetros de la superficie.

Por su parte, al pie de monte del Nevado de Toluca y la Sierra de las Cruces se presenta suelo de tipo Andosol, el cual, a pesar de que sus características le confieren buenas propiedades para el desarrollo agrícola, cuando se encuentran en zonas de ladera (como es el caso), son fácilmente erosionables. En la zona noroeste del Valle de Toluca, cerca de la presa José Antonio Alzate se presentan Planosoles, los cuales se caracterizan por formarse en llanuras de aluvión y porque en algún periodo del año se encuentran cubiertos de agua.

En las proximidades de Almoloya del Río y San Antonio la Isla, se presentan Histosoles y Gleysoles, los primeros, son suelos con altas cantidades de materia orgánica acumulada, ambos se desarrollan en condiciones de humedad, coincidiendo con las regiones lacustres. Por su parte, al pie de la Sierra de las Cruces, desde Ocoyoacac hasta Santa Ana Jilotzingo, se observan Durisoles, los cuales son suelos de acumulación aluvial con una capa endurecida conocida regionalmente como tepetate, esta capa favorece el escurrimiento sobre la infiltración, además de ser muy susceptibles a la erosión.

Finalmente, los Leptosoles se presentan en las partes altas de la porción sur y sureste del Valle de Toluca, su característica principal es la elevada presencia de gravas, y en menor proporción se observan suelos de tipo Regosol, Cambisol, Fluvisol, entre otros (Figura 3.2).

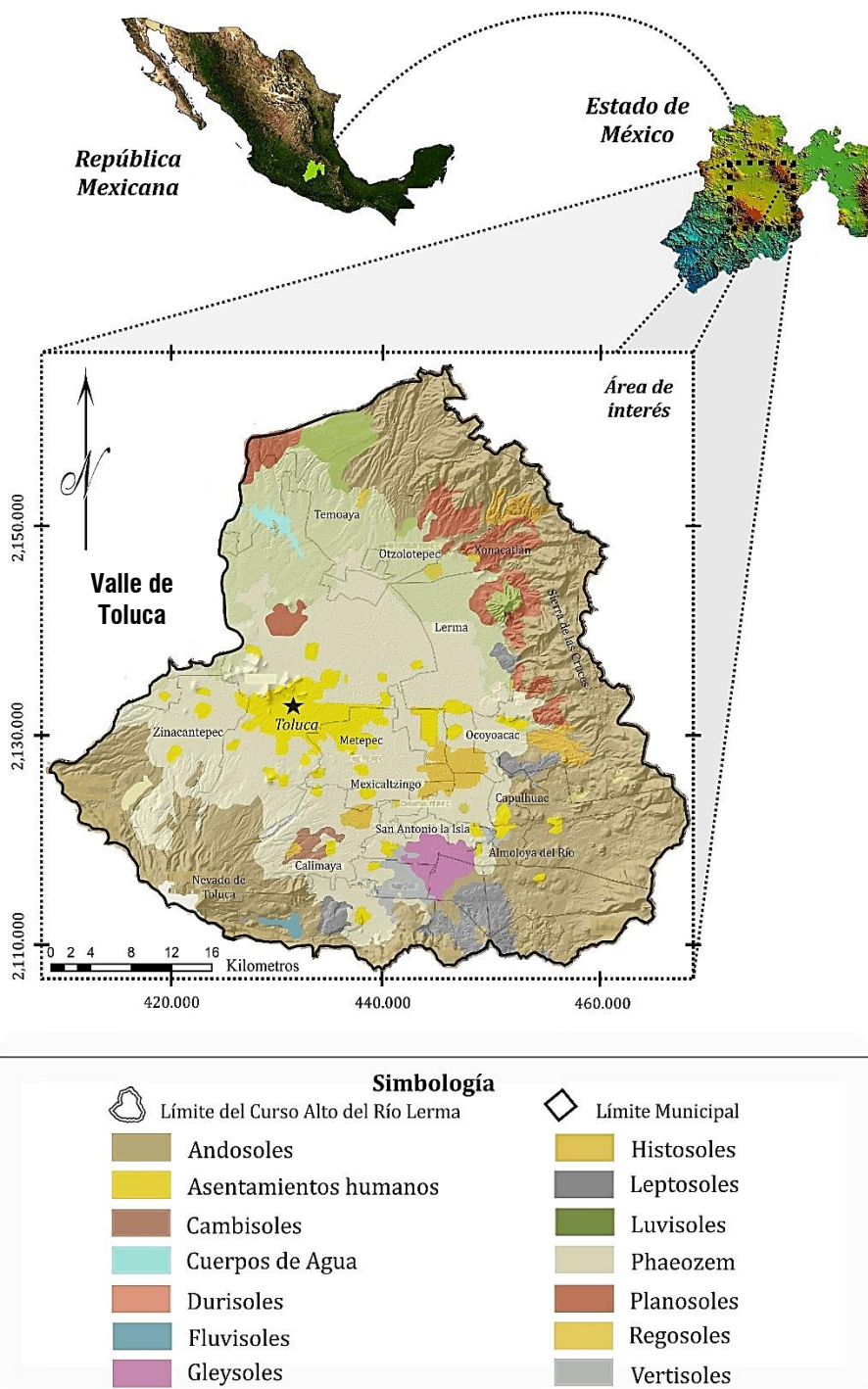


Figura 3.2 Mapa edafológico que engloba la zona de interés: el Valle de Toluca, además se visualizan los límites municipales. (Elaborado con base en el conjunto de datos vectoriales: edafología INEGI, 2014).

3.3 CARACTERIZACIÓN GEOLÓGICA E HIDROGEOLÓGICA DE LA ZONA DE INTERÉS

3.3.1 Contexto geológico regional

Definir el marco geológico del área de interés en el entorno local y regional resulta imprescindible para entender el comportamiento hidráulico del sistema acuífero (CTAEM, 2018). Por lo tanto, la geología presente en el Valle de Toluca se describe principalmente tomando en consideración el informe: Actualización de la disponibilidad media anual del agua subterránea del Acuífero (clv-1501) Valle de Toluca, Estado de México (CONAGUA, 2015), debido a que el acuífero cubre toda la superficie del valle. Asimismo, se consultó información adicional basada en estudios previos realizados sobre el acuífero.

El Valle de Toluca se sitúa dentro del llamado Eje Neovolcánico Transmexicano, lo que implica una importante actividad volcánica reciente, donde las rocas aflorantes presentan edades que van del Terciario Medio (26 millones de años) al reciente (UNAM, 1994). Por lo tanto, la reciente actividad volcánica en términos geológicos se manifiesta por la presencia de estructuras volcánicas, conos cineríticos, depósitos piroclásticos, derrames lávicos, como la formación Chichinautzin, lahares y algunos domos andesíticos. En general, la secuencia litológica del valle se compone de varios tipos de rocas volcánicas terciarias, principalmente basalto y andesita, así como de materiales piroclásticos y brechas.

Acerca de los sedimentos lacustres y aluviales, se pueden identificar en el valle y se intercalan con depósitos clásticos de origen volcánico (Esteller y Díaz-Delgado, 2002). Los basaltos y andesitas se encuentran en forma de extensos derrames de lava, expulsados por fisuras o por numerosos volcanes que se localizan principalmente en la parte sur del valle, estas rocas presentan generalmente una gran porosidad y permeabilidad debido a las numerosas fracturas que poseen y a las intercalaciones con capas de material escoriáceo, como ocurre en los afloramientos del sur que marcan los límites del *CARL* con la cuenca del río Balsas.

Estos afloramientos son de gran importancia, por su extensión además de considerarse que son importantes zonas de recarga del acuífero local *AVT*. Afloramientos de rocas andesíticas y dacíticas constituyen además los núcleos de las principales sierras como son: Sierra de las Cruces y el Nevado de Toluca (CONAGUA-GTZ, 2008). También, el Terciario contribuyó con una gran cantidad de rocas volcánicas de composición ácida a intermedia, como las

andesitas del Xochitepec y la formación Las Cruces, en forma de serranías bordeando los valles, los cuales constituían antiguamente cuencas endorreicas, en donde se depositaron importantes volúmenes de materiales granulares y piroclásticos de la formación Tarango, como relleno de una topografía preexistente (Figura 3.3c).

Asimismo, alrededor del volcán Nevado de Toluca se expone un depósito de espesor considerable de flujo piroclástico rico en piedra pómez. La actividad volcánica del Nevado de Toluca durante el Pleistoceno tardío se caracterizó por erupciones cataclísmicas, algunas de las cuales están relacionadas con la destrucción parcial o total de los domos del Nevado de Toluca (Bloomfield y Valastro, 1977; García, 2002).

El Valle de Toluca se encuentra emplazado en la parte baja, circundando por las sierras mayores, que por lo general manifiestan relieves con pendientes menores al 5%. En algunas zonas del valle existían lagunas naturales como la de Almoloya del Río, la cual era alimentada por manantiales que afloraban en su periferia: es precisamente en esta zona donde se consideraba la cabecera del río Lerma.

La expresión Geomorfológica de la región, es el resultado de una serie de eventos tectónicos que modelaron el área, levantando primero el relieve al manifestarse los efectos de los diferentes eventos orogénicos acaecidos durante el transcurso de la evolución geológica y, posteriormente, degradada bajo los efectos de los agentes erosivos, hasta llegar a conformar el aspecto actual, mismo que se caracteriza por el paisaje de la cuenca producto de la fragmentación en bloques el terreno después de la Orogenia Laramide, y posteriormente fueron rellenas por material clástico, en los diferentes intervalos comprendidos desde el Terciario al Reciente. El Valle de Toluca fue delimitado por sierras de elevación media a alta, constituidas por tobas, lahares, derrames de lavas y brechas, de composición andesítico las primeras y los derrames de composición basálticas después.

Por su parte, las rocas piroclásticas producto de erupciones volcánicas cubren extensas porciones del valle, especialmente en las partes de poca pendiente o planas, además están constituidas principalmente por tobas lacustres con intercalaciones de limo, arcilla, ceniza y horizontes de pómez, asimismo se caracterizan por presentar un elevado potencial de recarga y almacenamiento de agua por la intercalación de materiales de diferente granulometría (Expósito, 2012).

Por su parte, los depósitos lacustres del Holoceno constituidos por sedimentos arcillosos y limosos depositados en capas laminares muy delgadas se localizan en zonas donde existieron sistemas lagunares, como: Almoloya del Río, Mexicaltzingo, Lerma y San Bartolo. Además, el Valle de Toluca está constituido por materiales lacustres, producto de los diferentes lagos que se emplazaron sobre el valle, así como por depósitos aluviales intercalados por materiales piroclásticos datados en el periodo Plioceno Tardío-Cuaternario (Herrera y Sánchez, 1994). Según lo documentado por UNITECNIA S.A de C.V., (1996), dadas sus características litológicas y extensión de estos depósitos presentan poca importancia en la recarga del acuífero local.

Por su parte, los depósitos aluviales se originaron por la erosión de rocas situadas en las partes altas, además por el transporte de las corrientes de los ríos, que fueron direccionadas hacia las partes planas del valle y que cubrieron depósitos volcanoclásticos. Estos depósitos están constituidos por acarreo de tamaños variable, que incluye desde arcillas, arenas, gravas hasta cantos sin consolidar, presentan alta capacidad de infiltración y se consideran buenos acuíferos (Expósito, 2012).

3.3.2 Unidades geohidrológicas

Los flujos del Nevado de Toluca constituyen depósitos volcánicos (Qn), tobas andesíticas y rocas piroclásticas (Qtbn). Las cuales fueron intermitentes y de esta manera alternando las emisiones con períodos de descanso. Durante los periodos de descanso ocurrieron periodos de erosión, aparecieron terminando con expulsiones de material que forma la cubierta inferior del volcán y se extiende hacia el norte y el este. Esta unidad está compuesta por tobas aglomeradas, piroclastos, lava, andesitas y andesitas-basálticas. En general, las tobas y los flujos piroclásticos están constituidos por material suelto y consolidado, mientras que la lava y los conglomerados se ven afectados por las fracturas (Ariel Consultores, 1996).

De acuerdo con las características geológicas descritas por la SGO, (1992) y Garfias *et al.* (2013), se describe la siguiente: agrupación de unidades geohidrológicas en el valle: dentro de estas unidades se agrupan Tarango (Tpt), Flujos del Nevado de Toluca (Qn y Qtbn), Conos Recientes (Qb), Basaltos Recientes Jocotitlán (Qbj), Tobas y Tobas Lacustres (Qtb y Qtb-a), Depósitos Lacustres (Qla) y Depósitos Aluviales (Qal), la descripción general de cada una de ellas es la siguiente (Figura 3.3c):

Formación Tarango: (**Tpt**) depósitos heterogéneos de materiales volcanoclásticos: tobas limoarcillas, pumíticas y arcillosas, limos, tobas, arcillas, gravas, arenas, aglomerados entre otras, de composición predominante andesítica. La permeabilidad es de media a alta. Flujos del Nevado de Toluca: (**Qn y Qtbn**) constituida por tobas, aglomerados y brechas, en general es una zona de recarga de permeabilidad media a baja. Formación Chichinautzin; (**Qbc**) y Conos Recientes: (**Qb**) unidades acuíferas compuestas de material cinerítico del tamaño de las arenas, gravas, tobas, lapilli, ceniza volcánica y bombas.

Basaltos Jocotitlán: (**Qbj**) y Derrames de Basaltos: (**Qb**) unidades de permeabilidad media a alta, integrados por basaltos que se encuentran fracturados y cuando están compactos son de permeabilidad media a baja y algunos basaltos intercalados con escoriáceos tienden a poseer altas permeabilidades. Tobas y Tobas-Arenas: (**Qtb-a y Qtb-a**) unidad integrada por tobas con estratificación casi horizontal e intercaladas con capas de diferentes granulometrías, (limo, arcilla, ceniza, pómez y arenas) esta unidad se distribuye por todo el valle y son de permeabilidad media a alta. Depósitos Lacustres, (**Qla**) y Depósitos de Aluvión, (**Qal**) ocupan principalmente las partes planas y bajas de los valles, constituidos de materiales lacustres y materiales de aluvión: correspondientes con arcillas, limos, arenas y gravas. Presentan una permeabilidad media a alta y en ocasiones baja o media cuando los materiales son muy finos.

En tanto Esteller y Díaz-Delgado (2002), mencionan que se pueden definir dos acuíferos en la cuenca, el acuífero limítrofe, constituido por rocas volcánicas fracturadas, que forman elevaciones montañosas, y el acuífero del valle, formado por materiales granulares de origen volcánico y sedimentario. De igual forma Garfias *et al.* (2017), mencionan que el valle está constituido por un primer conjunto granular de permeabilidad variable dispuesto sobre el medio fracturado de baja permeabilidad, en el que la recarga procede de la precipitación que tiene lugar en todo el valle, asimismo, una parte de ella se infiltra a través de las unidades desigualmente transmisivas localizadas hacia la divisoria hidrográfica principal, y en otra parte se infiltra en la propia planicie que conforma el fondo del valle. De acuerdo con Garfias *et al.* (2017), los materiales de las formaciones Tarango (**Tpt**) y Chichinautzin (**Qb**) proporcionan abundante infiltración de la precipitación, manifestada en el valle bajo la forma de manantiales que desde tiempo dieron lugar al sistema lagunar del Almoloya del Río.

De este modo, el Valle de Toluca está constituido por materiales aluviales y tobas, se produce una elevada recarga con cargo a la precipitación directa y, en parte, por los numerosos cursos superficiales ocasionalmente influentes debido al descenso de niveles por sobreexplotación y que, por lo mismo, representan un riesgo de contaminación para el acuífero subyacente. A continuación, se presenta una descripción detallada de las unidades geohidrológicas. La siguiente información se interpretó a partir de lo reportado por el Instituto de Geología de la UNAM (1994); Expósito (2012); Garfias *et al.* (2013) (Tabla 3.1 y Figura 3.3):

Tabla 3.1 Unidades geohidrológicas emplazadas sobre el Valle de Toluca (UNAM (1994); Expósito (2012); Garfias *et al.* (2013)).

<i>Unidad Geohidrológica</i>	<i>Descripción</i>
<i>Qal.</i>	<i>Aluvión, grava, arena y limo con interestratificación de ceniza volcánica en el Valle de Toluca, y en otras depresiones pequeñas.</i>
<i>Qla.</i>	<i>Arcillas desarrolladas a partir de tobas y cenizas volcánicas depositadas en agua con horizontes de turba.</i>
<i>Qhv.</i>	<i>Derrames de lava de composición andesítica, basáltica y dacítica con depósitos cineríticos y otras rocas piroclásticas asociadas.</i>
<i>Qpla.</i>	<i>Sedimentos lacustres: conglomerado, arenisca y limolita semiconsolidados, e interestratificados con capas de toba, pómez y diatomita.</i>
<i>Qpv.</i>	<i>Derrames de lava de composición esencialmente basáltica y andesítica con depósitos cineríticos, aglomerado y brecha de derrames asociados. En el volcán Nevado de Toluca, predominan rocas del tipo andesítico y dacítico.</i>
<i>Qpvc.</i>	<i>Lahar y depósitos volcanoclásticos con menores cantidades de depósitos fluviales interestratificados, además de formaciones que consisten esencialmente de lahares, pómez y depósitos piroclásticos localizados en algunas áreas al norte del valle.</i>
<i>Tpvc.</i>	<i>Principalmente rocas volcánicas epiclásticas, abanicos aluviales coalescentes, así como depósitos laháricos y de ceniza volcánica en algunos lugares.</i>
<i>Tpv.</i>	<i>Incluye basalto y andesita al sur de la Sierra de las Cruces y en el límite poniente del valle.</i>
<i>Tmv.</i>	<i>Incluye lavas basálticas y andesíticas indiferenciadas (andesita del área de Toluca).</i>
<i>Tmt.</i>	<i>Formación Tepoztlán. Depósitos volcanoclásticos, principalmente lahar de composición andesítica.</i>
<i>Tmpv.</i>	<i>Incluye rocas volcánicas indiferenciadas predominantemente andesíticas y dacíticas de la Sierra de las Cruces.</i>

3.3.3 Marco hidrogeológico del acuífero local AVT

Para comprender el funcionamiento hidrodinámico del acuífero se agruparon las diferentes formaciones geológicas, o parte de ellas que cuentan con características hidrogeológicas similares. En este contexto, todas las unidades geohidrológicas del AVT han sido agrupadas en relación con su funcionamiento hidráulico como: acuíferos, acuífugos y acuitardos (Ariel Consultores, S.A., 1996; CONAGUA-D y S S.A., 2005; CONAGUA-GTZ, 2008). Sobre la base de estas características, el acuífero local se constituye por materiales detríticos, con predominio de gravas, arenas y conglomerados con matriz arcillosa-limosa, asimismo, se puede diferenciar intercalaciones de niveles de piroclastos y tobas.

Por lo tanto, se puede señalar que este sistema está formado por varios niveles acuíferos superpuestos que constituyen un acuífero multicapa, pero la existencia de cierta continuidad hidráulica permite considerar un sistema de flujo único (Esteller y Díaz-Delgado, 2002). Sin embargo, de manera general se distinguen dos tipos de unidades hidroestratigráficas, una relacionada con el medio poroso representado por los depósitos de clásticos no consolidados que rellenan la cuenca del Valle de Toluca y otra unidad relacionada con rocas volcánicas afectadas por tectonismo y que manifiestan permeabilidad secundaria por fracturamiento (CONAGUA, 2009; Escolero *et al.* 2009; Expósito, 2012).

Por su parte la CNA (1996) y Rudolph *et al.* (2006), reportan que el sistema hidrogeológico regional dentro del Valle de Toluca se distingue por contener dos acuíferos principales. El primero, es semi-confinado que consiste en una combinación de depósitos volcanoclásticos asociados con una extensa formación basáltica, el cual tiene un espesor de 100 a 400 m a través del acuífero. El segundo, conocido como acuífero superior se encuentra localmente semi-confinado y libre, constituido por sedimentos aluviales heterogéneos e irregularmente separado del acuífero inferior por materiales arcillosos.

El acuífero superior está cubierto y casualmente entremezclado con depósitos discontinuos de arcilla lacustre (CNA, 1996). Estos depósitos lacustres y aluviales tienen una dimensión variable, alrededor de los 100 m de espesor hacia el centro del acuífero, hasta su desaparición en la borde de la cuenca. De ahí que, la mayoría de los pozos de extracción, cuyas rejillas se extienden en ambos acuíferos, abastecen de agua a las comunidades locales, la agricultura y además del trasvase que se exporta a la Ciudad de México (DGCOH, 1992).

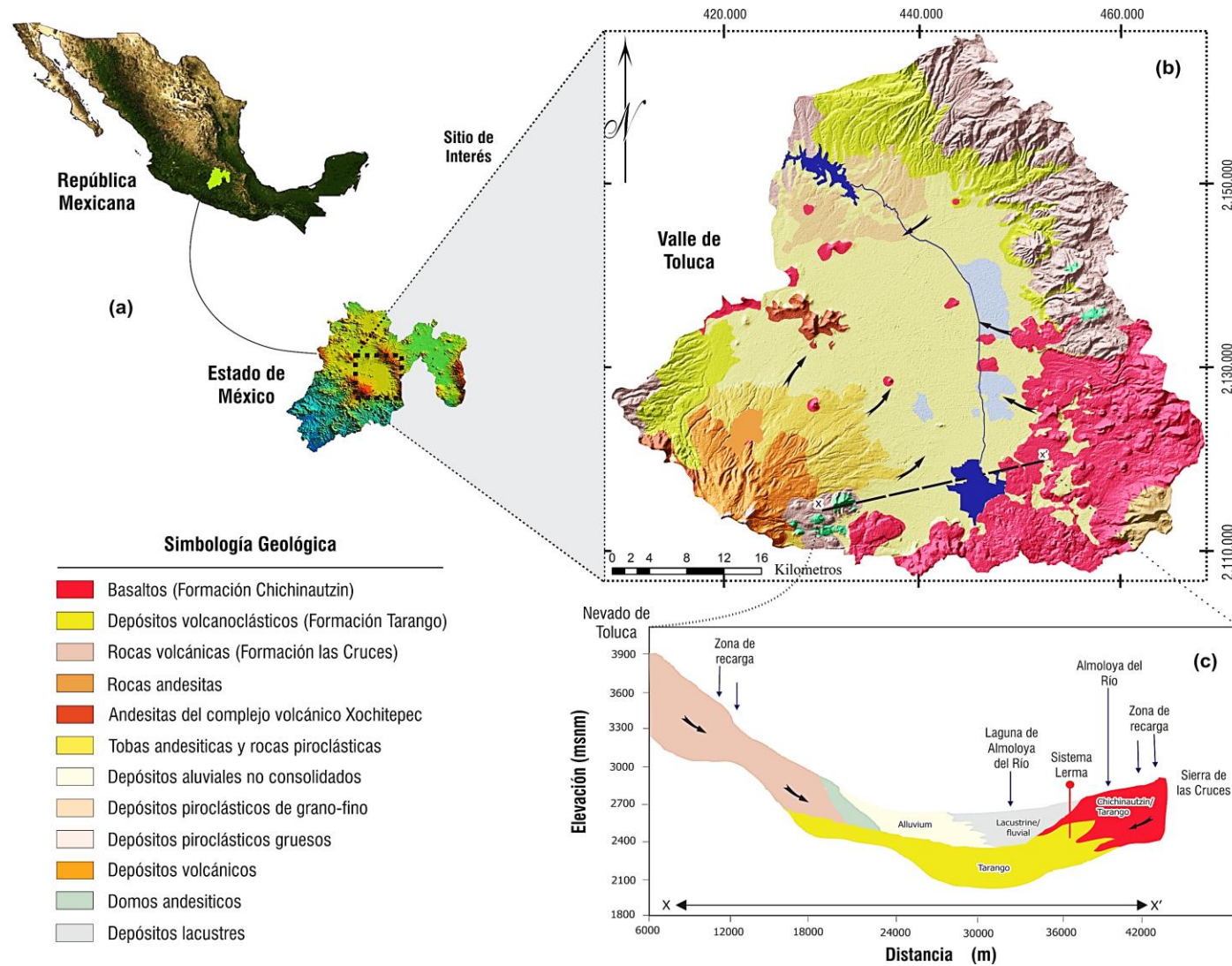


Figura 3.3 (a) Mapa de localización del Valle de Toluca y en donde se emplaza gran parte del acuífero del Valle de Toluca AVT, (b) Geología superficial del valle y (c) Geohidrología general: sección transversal x-x' en la parte sur del valle (Fuente: Castellazzi et al., 2017).

CAPÍTULO 4

MARCO METODOLÓGICO

4.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo, se especifican inicialmente las estrategias y la metodología empleada para la obtención del conjunto de información requerida en la elaboración de este estudio. Para alcanzar el objetivo deseado, en el diagrama de la Figura 4.1, muestra de forma específica la metodología en la cual se basó el proyecto de investigación. Las actividades que se describen se han desarrollado con la finalidad de dar cumplimiento a los objetivos del presente trabajo.

El enfoque metodológico adoptado en este estudio consistió en cuatro etapas. En la primera, aconteció en la recopilación de información documental de la zona de estudio, en términos de colección de datos y revisión bibliográfica sobre los sitios de disposición final de residuos sólidos situados sobre el Valle de Toluca. La segunda etapa, consistió en la estructuración y generación de modelos conceptuales asociados al perfil litológico representativo de cada uno de los sitios de estudio, lo cual coadyuvó en el cálculo de los parámetros hidráulicos de cada uno de los substratos que conformaron el perfil litológico. En la tercera etapa, se emplearon los datos obtenidos en las fases anteriores, cuya información se incorporó y se ejecutó en un modelo numérico que simuló el flujo y transporte de contaminantes a través de la ZNS. La última etapa, se basó en la interpretación y comparación de los resultados con base a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, agua para uso y consumo humano-límites permisibles, lo cual auxilió a estimar el nivel de riesgo de manera puntual.

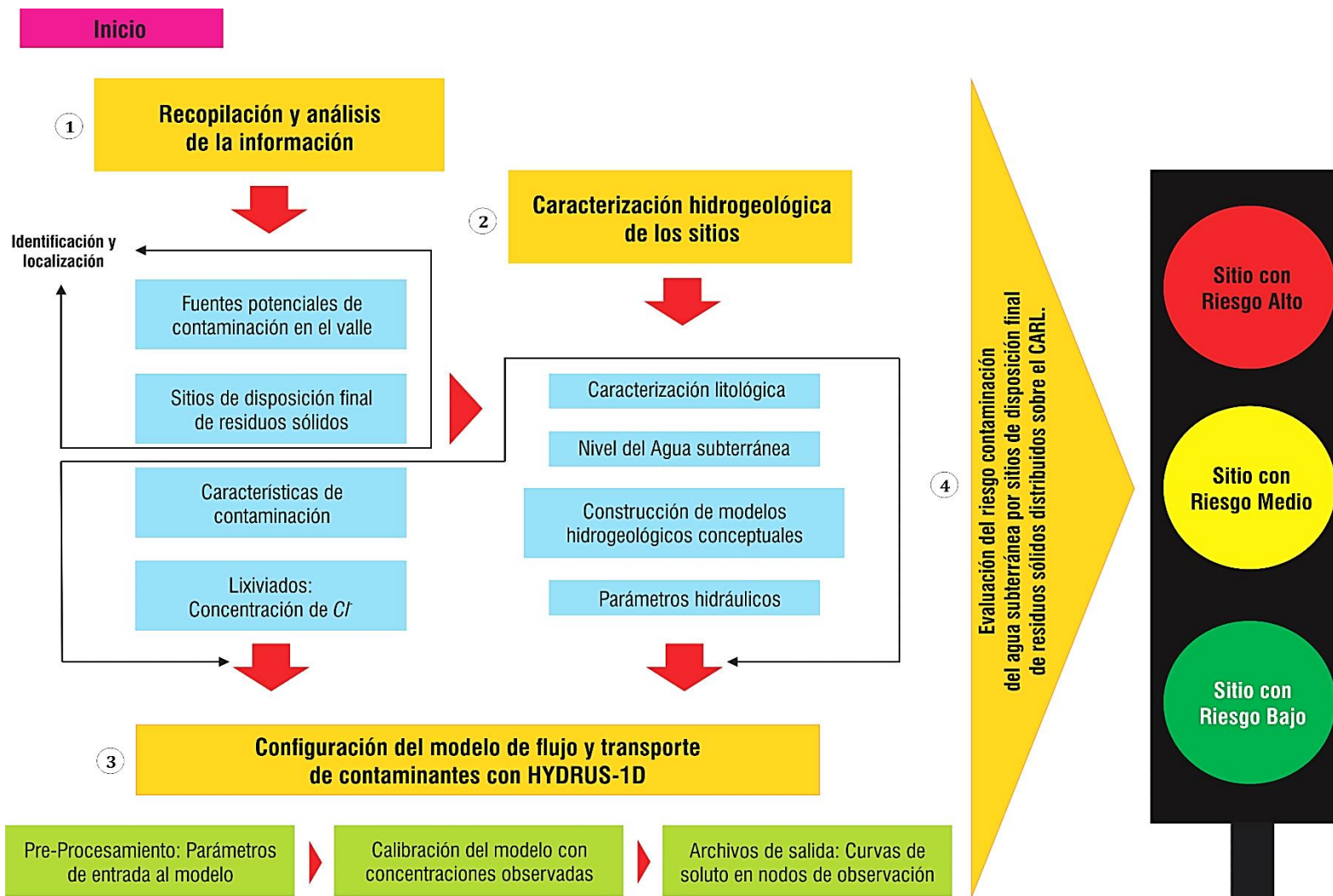


Figura 4.1 Diagrama metodológico en cuatro fases: la primera parte comprende de la recopilación de información, seguido de una estructuración de ésta, para preceder a una modelación numérica y finalizar con la evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea.

4.2 RECOPIACIÓN Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Es importante señalar, que la metodología empleada en el desarrollo de esta investigación consistió principalmente en realizar una búsqueda extensa e integral de información y de bases de datos para alimentar al modelo numérico de predicción de transporte de solutos en la ZNS, aplicado a los distintos sitios de disposición final de residuos sólidos considerados en este trabajo, así como para evaluar el impacto del contaminante en la ZNS y al momento de interceptar con el nivel freático.

4.2.1 Análisis de las fuentes potenciales de contaminación de origen puntual: Sitios de Disposición Final de Residuos Sólidos (SDFRS)

De acuerdo con Expósito (2012) y Del Campo *et al.* (2014), como consecuencia de la urbanización acelerada y el desarrollo industrial, la zona correspondiente al acuífero del Valle de Toluca ha derivado en la proliferación de diversas fuentes de contaminación que ponen en peligro la calidad del agua subterránea. Por lo tanto, en esta etapa se determinan los sitios de disposición final de residuos que, de acuerdo con sus características específicas, presentan mayores probabilidades de generar un impacto adverso sobre la calidad del agua subterránea.

Por otra parte, con la finalidad de dar cumplimiento al objetivo referente a la identificación y localización de fuentes potenciales de contaminación de origen puntual, en especial de sitios de disposición final, se realizaron una serie de actividades en gabinete que permitieron determinar y ubicar dichas fuentes existentes sobre el Valle de Toluca. Por lo anteriormente señalado, la recopilación de información se realizó mediante la consulta de documentos en los acervos de los ayuntamientos municipales, instituciones estatales, organismos públicos como: CAEM, CONAGUA, INEGI y Dependencias de la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de México, entre otros.

Al mismo tiempo, se revisó información en periódicos, bibliotecas, hemerotecas y mapotecas de la UAEMéx y otras universidades. Sin embargo, un punto estratégico para ir apartando SDFRS que no serían tomados en cuenta en esta investigación fue la falta de datos específicos y requeridos para el desarrollo de la presente investigación. De modo que, bajo ese contexto un punto estratégico fue basarse en trabajos previos realizados sobre algunos sitios de disposición final, como tesis de licenciatura, maestría, doctorado entre otros documentos.

De esta forma, a partir de los trabajos e informes realizados por Paredes (2007); Muños (2008); Expósito (2012); Cárdenas (2014); Atlas de Riesgo del Estado de México (2015); PC (2017); Atlas de Riesgo Municipales y Plan de Desarrollo Urbano de cada municipio, fue un punto de partida para la revisión e integración de información disponible, especialmente enfocados a la identificación de fuentes de contaminación sobre el Valle de Toluca. Dichas actividades estuvieron enfocadas a dar cumplimiento y obtener un resultado conforme a los objetivos de investigación. Particularmente, para obtener la identificación y localización de los *SDFRS* dentro del Valle de Toluca.

Al mismo tiempo, con ayuda de Google Earth Pro-2019 se logró identificar espacialmente un total de 146 sitios de disposición final, entre los que destacan Sitios No Controlados *SNC*, Sitios Controlados *SC* y Rellenos Sanitarios *RESA*, en su mayoría dentro del Valle de Toluca (Figura 4.2), sin embargo, no todos fueron elegidos como objeto de estudio, por ello se realizó un filtro y selección de tan solo ocho sitios, principalmente esta selección se llevó a cabo tomando en cuenta la información disponible del sitio, la disposición final (ton/día) y el impacto reportado por noticias, informes y el Programa de Protección Civil 2017.

Posteriormente, a cada *SDFRS* se le determinó el nombre de Municipio donde se emplaza, de la misma forma se le determinó un número, con el fin de tener un identificador (ID) para su control en esta investigación. Los datos requeridos en esta sección contemplaron datos como: año de apertura, año de clausura si era el caso, ubicación geográfica, tipo de manejo, entre otras. Estas particularidades son suficientes para caracterizar los sitios de disposición final de residuos sólidos.

No obstante, la clasificación de los *SDFRS* consideró otros aspectos: métodos de operación, problemática actual además de los impactos que genera este tipo de prácticas. La información se recabó mediante revisión bibliográfica, visitas a campo y aplicación de entrevistas a los encargados y vecinos de los sitios. La información recabada consistió básicamente en:

- Datos técnicos del sitio de disposición
- Infraestructura, tecnología e innovación del sitio de disposición
- Residuos recibidos en el sitio de disposición final
- Producción de lixiviados

- Características fisicoquímicas de los lixiviados
- Gestión del sitio de disposición final de residuos
- Capacidad en el sitio de disposición
- Entre otros aspectos

Cabe señalar que previamente se elaboró un listado de los ocho sitios de disposición final que se emplazan dentro del Valle de Toluca, para realizar la programación de salidas a campo y así poder realizar las entrevistas y ubicar los puntos de inspección por GPS para cada sitio.

Por consiguiente, se elaboró una tabla que describe los ocho sitios con: la clasificación del tipo de *SDFRS* ubicados sobre el Valle de Toluca, producto de la recolección tratamiento de los datos recabados anteriormente, para su análisis y manejo adecuado. El procedimiento se basó por medio de variables cualitativas y cuantitativas, que permitieron la caracterización adecuada y los cálculos más apegados a la realidad posible en las etapas posteriores. Estas variables se enlistan y se describen a continuación:

- Nombre del *SDFRS*, número y clasificación: Se asignó el nombre del Municipio donde se sitúa, mientras que el número fue fijado para tener un control como ID, por su parte, la clasificación del tipo de sitio se estableció de acuerdo como lo señala la NOM-083-SEMARNAT-2003, la cual reconoce tres tipos de sitios de disposición final: *SC*, *SNC* y *RESA*.
- Cantidad de residuos sólidos que recibe al año, medido en toneladas por día (ton/d).
- Clasificación del tipo de sitio (*A*, *B*, *C* y *D*): Los cuales se categorizaron de acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, la cual clasifica a los sitios, con base a la cantidad de toneladas de residuos sólidos urbanos y de manejo especial que ingresan por día a este tipo de espacios.
- Edad del vertedero: dicha variable está en función del año de inicio de operaciones y año de clausura si este fue el caso, en los sitios que continúan operando la edad solo se registró hasta la actualidad año 2019.
- Profundidad y altura del *SDFRS*: altura total de los residuos, además de conocer la profundidad que alcanza la base de estos sitios.
- Si los *SDFRS* cuentan con alguna tecnología para manejo de biogás y lixiviados.

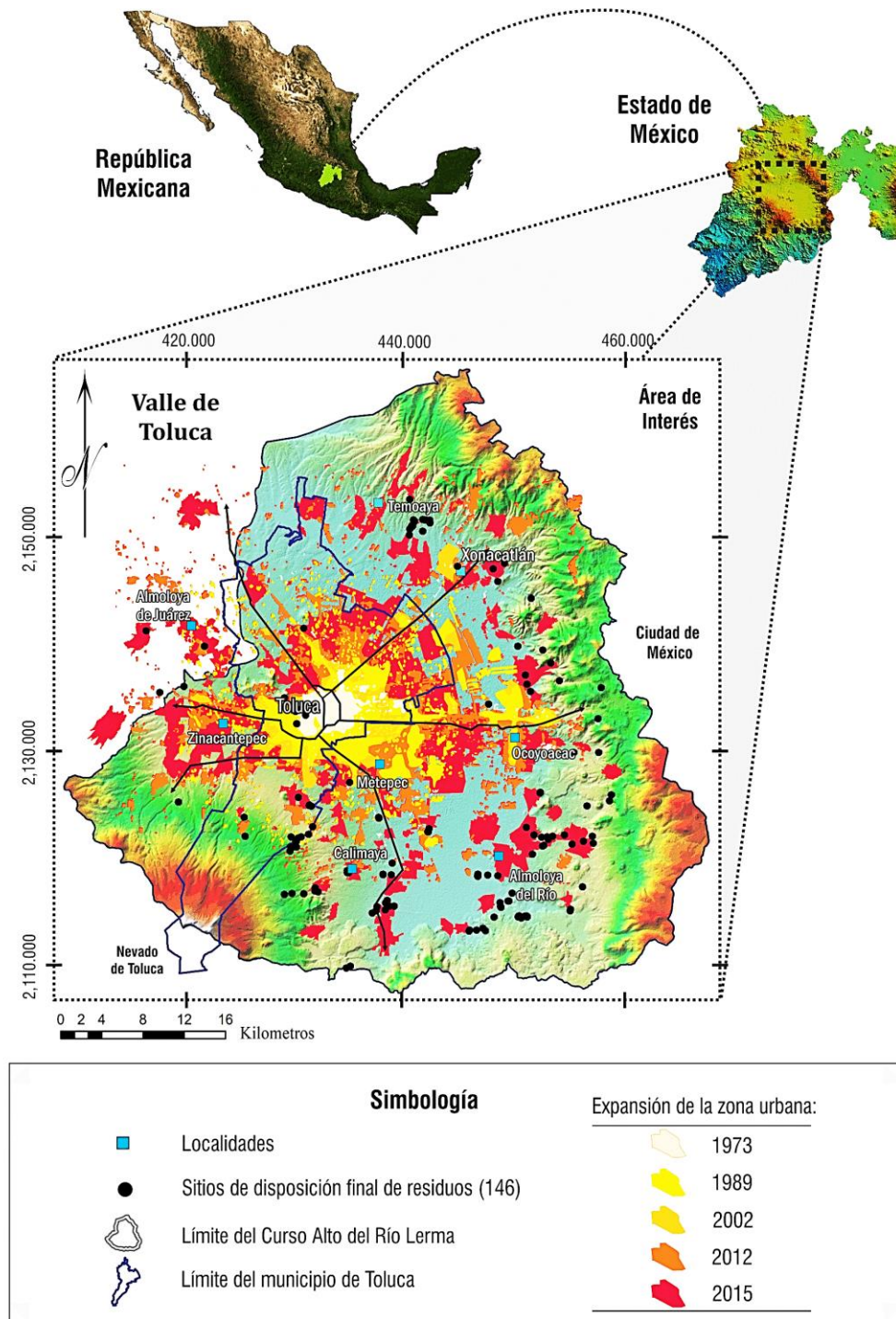


Figura 4.2 Mapa de ubicación de los 146 sitios de disposición final identificados y distribuidos sobre el Valle de Toluca, adicionalmente a éste asocia el crecimiento de la zona urbana en un periodo de tiempo de 1973-2015 dentro del valle (Castellazzi et al., 2017).

4.2.2 Características de la contaminación: Sitios de Disposición Final de Residuos Sólidos (SDFRS) sobre el Valle de Toluca

En este apartado es necesario retomar y definir el término lixiviado como aquel líquido que se infiltra a través de los residuos sólidos y que extrae materiales disueltos o en suspensión. De acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003, el lixiviado es *“el líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos sólidos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrir fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana de los demás organismos vivos”*.

De ahí que, la composición del lixiviado es un componente importante en la evaluación del impacto sobre la calidad del agua subterránea con la que puede entrar en contacto (González, 2002). La composición del lixiviado es determinada esencialmente por la mezcla de la basura depositada en los SDFRS, procesos de reacción bioquímica que tienen lugar en estos sitios, por condiciones de manejo del lixiviado, además de considerar las condiciones ambientales.

En efecto, la generación y características de los lixiviados depende de factores propios de los Residuos Sólidos (RS): composición, densidad, contenido de humedad inicial y capacidad de campo, factores climáticos: precipitación pluvial, infiltración, evapo-transpiración, radiación solar, heladas, temperatura ambiente, adicionalmente: tipo de operación del sitio y tiempo de operación en años (Oweis *et al.*, 1990; Jokela *et al.*, 2002). A continuación, se describen algunos de estos factores (Kjeldsen y Christophersen, 2001; Orozco-Barrenetza *et al.*, 2003).

- Edad del relleno sanitario: marca la composición del lixiviado de acuerdo con las distintas etapas evolutivas del sitio de disposición final.
- Tecnología del Relleno Sanitario (alta, media o baja densidad). La tecnología empleada, el grado de compactación, la frecuencia y la forma de la cubrición.
- Otros factores: clima, estación del año, hidrogeología de lugar, tratamiento previo del residuo, forma de explotación, recirculación del lixiviado, altura y tipo de relleno.

Entre todos los factores anteriores, la caracterización de los lixiviados en función de la edad se puede usar para tomar decisiones iniciales de manejo de este tipo de información, debido

a que otros métodos son demasiados complejos para estimarlos instantáneamente (Mukherjee *et al.*, 2015). En particular, la composición de los lixiviados de los sitios de disposición final de residuos varía mucho dependiendo la edad del sitio (Silva *et al.*, 2004). Típicamente, la concentración de los parámetros del lixiviado cambia con la edad del sitio (Abbas *et al.*, 2009). De esta forma, las fases del lixiviado son: la transición de (0-5 años) lixiviado joven, la formación de ácidos (5-10 años) lixiviado intermedio, la fermentación de metano (15-20 años) lixiviado estabilizado y la maduración final (más de 20 años) lixiviado viejo (Aziz *et al.*, 2010). De igual modo Aziz *et al.* (2007) demuestran que la edad del sitio de disposición final es uno de los principales factores que afectan las características de los lixiviados.

En esta etapa fue necesario definir el tipo de contaminante a evaluar y la concentración a la que se encontraba, por lo tanto, se definió el ión Cl^- como trazador, el cual se considera como no reactivo y sirvió para emplearse en la modelación de flujo y transporte de soluto, por lo que, en este apartado con el fin de identificar la concentración de Cl^- se retomaron datos reportados de algunos estudios previos realizados en diferentes *SDFRS* sobre el Valle de Toluca y los que no contaron con dicha información se tomó de la literatura.

Por tanto, se consideró la concentración de Cl^- del lixiviado generado sobre la base del sitio y en otros casos, se consideró la concentración reportada en profundidad éste último a fin de calibrar el modelo numérico con datos observados en puntos de monitoreo como piezómetros del mismo sitio, todo esto varió de acuerdo con los datos disponibles en cada sitio.

Es de importancia señalar que, la concentración de Cl^- fue obtenida con base a trabajos realizados sobre el Valle de Toluca, especialmente de algunos sitios que reportan este tipo de información tal como lo documentan: Blanco-Figueroa (2007); Magallón (2007); Morales (2008); Moreno (2008); Hernandez-Barriel *et al.* (2008); García (2011); Gómez-Beltrán (2014); Marín (2015); Díaz (2016) y Torres (2016), quienes han llevado estudios y evaluaciones sobre caracterización fisicoquímica de los lixiviados, contaminación y modelación de los mismos en diferentes sitios de disposición final de residuos distribuidos sobre el Valle de Toluca. Por consiguiente, en esta etapa se basó principalmente en la recopilación de información con base en los sitios que prevalecía la caracterización fisicoquímica de lixiviados y extraer información particularmente del Cl^- y su concentración tanto en superficie como en datos observados a profundidad.

Por otro lado, se recurrió a tablas y gráficos con concentraciones estipuladas en la literatura, con el fin de atribuir este tipo de información a los sitios que no contaban con caracterización fisicoquímica de lixiviados, y que no se pudo obtener el dato acerca de la concentración de Cl^- en superficie (Figura 4.3 y Tabla 2.1 y 2.2). De modo que, la información establecida en la literatura consistió principalmente en atribuir valores de concentraciones de cloruros de acuerdo con la edad del sitio de disposición final. En definitiva, este trabajo considera información disponible de manera puntual sobre los *SDFRS* evaluados, adicionalmente se complementó con datos reportados en la literatura, los cuales antecedieron de manera sustancial al presente trabajo para dar cumplimiento a los objetivos propuestos. Por otra parte, se efectuaron búsquedas en bases de datos de revistas, artículos científicos y libros para obtener datos sobre este tipo de información.

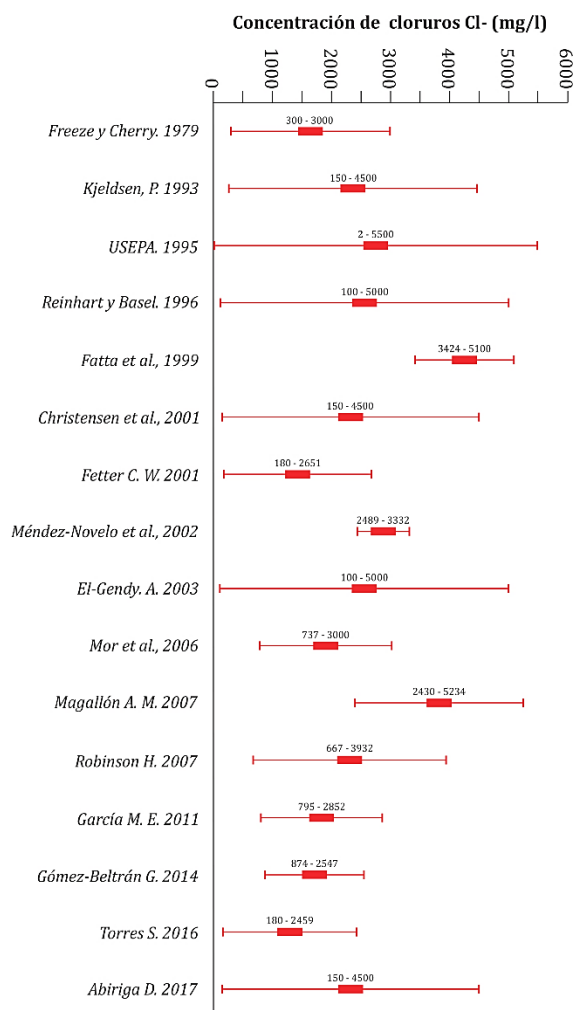


Figura 4.3 Diagrama comparativo con diferentes concentraciones de Cl^- en mg/l reportadas en la literatura y en estudios previos provenientes de sitios de disposición final de residuos sólidos municipales.

4.3 CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA DE LOS SITIOS

4.3.1 Conceptualización y estructura de la zona no saturada

Dentro de la información necesaria para el desarrollo del trabajo se consideró de mayor importancia la de índole geológico, derivada de cortes litológicos de pozos de observación como piezómetros de la CONAGUA, pozos profundos situados en la periferia de los sitios o bien pozos de monitoreo perforados dentro de los propios sitios de disposición final y de los perfiles ya establecidos en estudios previos. Para obtener la información mencionada, se acudieron a las bibliotecas, oficinas de consultorías, escuelas e instituciones dedicadas a la investigación relacionada con el estudio de sitios de disposición final, aguas subterráneas y ciencias de la tierra.

De manera que, en esta etapa corresponde a las actividades de gabinete durante el cual se recopiló toda la información antecedente disponible en algunas dependencias de gobierno, además de la generada por otras dependencias e instituciones y la mencionada vía internet. Por lo tanto, en este apartado se conceptualizó la estructura litológica que presenta cada uno de los sitios de estudio, para ello se compiló información sobre cortes estratigráficos y litológicos, los datos obtenidos fueron recopilados de distintos espacios relacionados con el tema en cuestión, dentro de la cual y de mayor soporte se tienen los siguientes sitios:

- Secretaria de Medio Ambiente del Estado de México
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) Dirección General del Estado de México
- Comisión del Agua del Estado de México (CAEM)
- Biblioteca del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA)
- Bibliotecas de las Facultades de Ingeniería y Geografía de la (UAEMéx)
- Instituto Tecnológico de Toluca área de Ingeniería Ambiental
- Organismos de Agua y Saneamiento de distintos municipios
- Hidroperforaciones Ceval S.A. de C.V.
- Construcciones y Perforaciones Isjan S.A. de C.V.
- Perforaciones el Gigante S.A. de C.V.
- Estudios de Impacto Ambiental
- Informes técnicos

Con respecto a la recopilación de datos anteriormente mencionada, se consiguió recopilar información litológica y estratigráfica de alrededor de 200 columnas litológicas y cortes estratigráficos correspondientes a: piezómetros, pozos, estudios académicos, informes técnicos y estudios privados realizados sobre el Valle de Toluca. De modo que, de todos los cortes adquiridos se ubicaron espacialmente y se seleccionaron aquellos cortes cercanos, próximos o bien del mismo sitio de estudio en cuestión, con el fin de obtener un modelo conceptual hidrogeológico y al mismo tiempo un perfil litológico representativo para cada uno de los sitios a evaluar haciendo gran énfasis sobre los materiales de la zona no saturada.

Por consiguiente, se construyeron modelos conceptuales del perfil litológico fundamentados a partir de la información obtenida, con el fin de caracterizar los substratos y su espesor dentro de la ZNS. En este sentido, en cada sitio a evaluar se definió su columna litológica, lo que permitió identificar los materiales geológicos, que a su vez accedieron estructurar la información necesaria para efectuar paquetes informáticos y numéricos que coadyuvaron en la adquisición de los parámetros hidráulicos para las capas de la ZNS.

4.3.2 Profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Para efectuar el análisis de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada de cada sitio, se definió sobre la base de datos recogidos de estudios previos, análisis general del acuífero del Valle de Toluca, además se complementó con el análisis de una base de datos reportada de aproximadamente 60 piezómetros distribuidos sobre el Valle de Toluca (Figura 4.4 y Tabla 4.1). La base de datos de los piezómetros registra datos históricos de nivel estático a diferentes profundidades del año 1968 al 2017. La base de datos se adquirió de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Dirección General en el Estado de México, Subdirección de Asistencia Técnica Operativa.

La base de datos contiene información de cada uno de los piezómetros localizados sobre el acuífero del Valle de Toluca. Los datos contienen información como: clave del piezómetro, coordenadas, fechas de lectura (día/mes/año), además de información para cada una de las sondas en diferentes profundidades, ejemplo: el piezómetro PL-106 Almoloya del Río cuenta con cinco sondas y las profundidades de cada una es la siguiente: i) 148 m ii) 110 m iii) 80 m iv) 60 m y sonda v) 40 m, además cada una con un registro de nivel estático.

Derivado de lo anterior, el presente trabajo ocupó utilizar las lecturas de las sondas que presentaron mayor abatimiento en el intervalo de 100 a 150 m de profundidad para determinar dicho nivel estático, además de inferir el espesor de la zona no saturada, de igual forma, se consideraron las sondas más someras para examinar si había alguna especie de barrera hidráulica la cual se pudiese identificar al momento de analizar todas las sondas.

En tanto, las cargas hidráulicas de los piezómetros en sus diferentes sondas pueden variar con respecto a la posición dentro del valle, esto considerando zonas de recarga y descarga del acuífero, sin embargo conviene subrayar que considerando las características del acuífero del Valle de Toluca en términos de flujo subterráneo regional, los sitios de disposición final evaluados en el presente trabajo se emplazan en zonas intermedias del flujo subterráneo, por lo que dichas variaciones hidráulicas aquí se consideran que no podrían afectar al momento de analizar los piezómetros, dado que los gradientes hidráulicos no varían como lo pudiesen hacer en una zona de recarga o descarga del acuífero.

Por tanto, cabe señalar que las lecturas de las profundidades del nivel del agua subterránea para cada sonda están referidas al nivel del terreno. Con base en esta información se dispuso de un Modelo Digital de Elevación (DEM) del Valle de Toluca con resolución de 30 m y una referencia espacial WGS-1984-Z14-UTM, con el fin de inferir de manera indirecta el espesor de la zona no saturada. Por lo tanto, el registro de las lecturas piezométricas auxilió a obtener la profundidad del agua subterránea de cada uno de los piezómetros, con este registro y con la asistencia de un Modelo Digital de Elevación (DEM), se pudo analizar el espesor de la zona no saturada de cada uno de los sitios de disposición final.

Este procedimiento operó con ayuda de paquetes informáticos y herramientas de diseño, en donde se analizó los descensos del nivel del agua subterránea, a través de la elaboración de gráficos con las mediciones de nivel estático de los piezómetros ubicados cerca de los sitios de disposición final, al mismo tiempo con ayuda del Sistema de Información Geográfica QGIS 2.18.23 se logró manipular el DEM y a su vez conocer las cotas topográficas para cada sitio, en tanto se le resto la profundidad del nivel estático. Por lo tanto, esta sección determinó tanto el espesor de la zona no saturada como la profundidad del nivel estático para cada sitio, cabe señalar que no todos los piezómetros se emplearon para este análisis, si no, se manejaron sólo aquellos que se ubican próximos a los sitios de disposición.

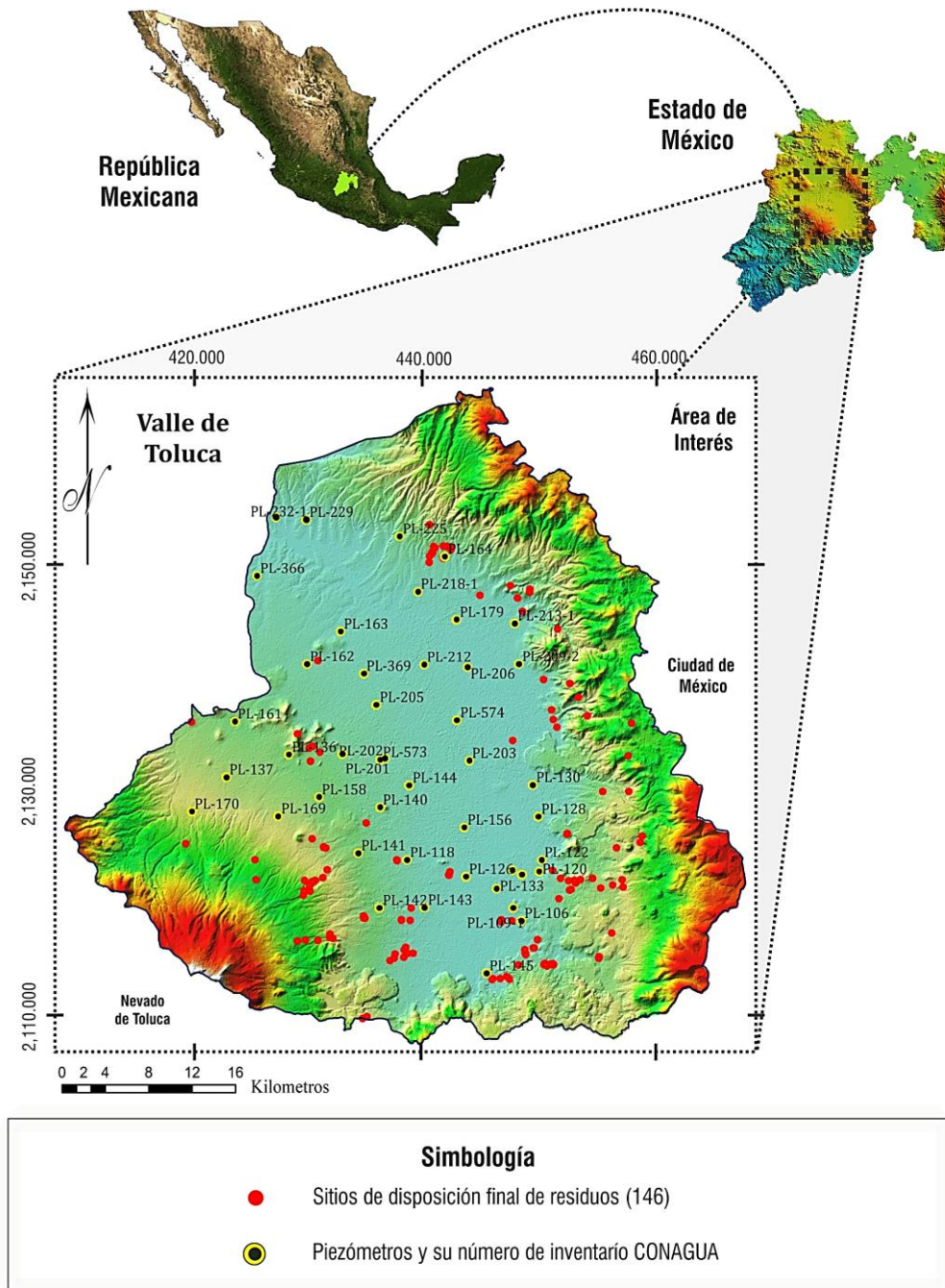


Figura 4.4 Mapa de localización y distribución espacial de los piezómetros disponibles y considerados en esta investigación, cuya operabilidad es parte de la CONAGUA, además se ilustran los 146 sitios de disposición final identificados sobre el Valle de Toluca.

Tabla 4.1 Piezómetros disponibles sobre el Valle de Toluca. En la columna izquierda hace referencia a la clave de inventario CONAGUA, en la parte media menciona la localidad donde se ubican y en la parte derecha se refieren sus coordenadas puntuales UTM.

Clave del Piezómetro	Localidad	Coordenadas (UTM)	
		x	y
PL - 140	Metepec	435903.61	2128528.80
PL - 106	Almoloja del Río	448358.69	2118457.18
PL - 109 - 1	Rancho el Pastor	447654.97	2119565.66
PL - 113	Casco Hacienda Atenco	446176.25	2121291.14
PL - 117 - 1	Panteón San P. Tlaltizapán	448437.38	2122550.96
PL - 118	Mexicaltzingo	438235.13	2123870.35
PL - 119	Zócalo San P. Tlaltizapán	447553.65	2122946.88
PL - 120	Rancho las Palomas	449877.97	2122866.61
PL - 122	Capulhuac	450122.94	2123815.68
PL - 126	Oeste de Hacienda Atenco	443597.33	2122220.97
PL - 128	Rancho Tabachín	449797.85	2127726.17
PL - 130	San Pedro Cholula	449262.76	2130583.02
PL - 137	San Matías T.	422298.36	2131181.98
PL - 141	Santa María Nativitas	433927.07	2124469.38
PL - 142	Calimaya	435811.03	2119603.25
PL - 143	San Antonio la Isla	439792.57	2119721.92
PL - 144	Tenango de Arista	438283.23	2112107.46
PL - 145	San Pedro Techuchulco	445292.27	2113760.41
PL - 156	San Lucas Tunco	443301.76	2126740.09
PL - 158	Capultitlán	430479.55	2129378.53
PL - 161	Km, Carr. A. de Juárez	423111.30	2136065.80
PL - 162	San Pablo Autopan	429459.80	2141203.96
PL - 163	San Diego Linares Palmillas	432417.27	2144112.75
PL - 164	San Agustín de los Mimbres	441597.93	2150750.75
PL - 169	Rancho San Miguel Zacango	426919.19	2127662.34
PL - 170	Desviación a Tepejelpa	419254.40	2128038.44
PL - 179	Rancho la Manga	442659.16	2145183.98
PL - 201	Jardín Reforma	432581.30	2133280.38
PL - 202	Automex - Paseo Tollocan	436266.28	2132895.21
PL - 203	Colorquim km. 52.5	443757.98	2132670.77
PL - 205	Km 59.2 Toluca Naulcalpan	435602.79	2137589.91
PL - 206	Margen Izquierda (Río Lerma)	443082.78	2140756.57
PL - 209 - 2	San Nicolás Peralta	448160.41	2141202.41
PL - 212	Km. 53 Carretera México - Naulcalpan	439845.64	2141135.84
PL - 213 - 1	Santa María Tlalmimilolpan	447733.26	2144830.54
PL - 218 - 1	Hacienda Buenavista	439196.61	2147684.97
PL - 230 - 1	Presa Álzate	426718.84	2154182.24
PL - 366	San Andrés Cuexcontitlan	425508.26	2145154.17
PL - 369	San Andrés Cuexcontitlan	434387.34	2140386.32
PL - 573	Tollocan Poniente	435910.66	2132670.96
PL - 574	El Cerrillo	442689.27	2136239.53

4.3.3 Parámetros hidráulicos de los materiales en la zona no saturada

Las propiedades hidráulicas del subsuelo son necesarias para muchos estudios del transporte de agua y solutos, pero a menudo no se puede medir debido a restricciones prácticas y/o financieras (Schaap *et al.*, 2001). La predicción del flujo y el transporte de contaminantes a través de la *ZNS* requiere el conocimiento de las funciones hidráulicas del subsuelo, específicamente la función de conductividad hidráulica $K(\theta)$ y la función de retención de agua $\theta(h)$ de los distintos materiales que conforman la *ZNS*. Dado que ambas funciones son altamente no lineales, la determinación de estas relaciones en el laboratorio o en el campo es tediosa y requiere mucho tiempo (Zou *et al.*, 2001).

Bajo este contexto, existen métodos directos e indirectos para estimar las propiedades hidráulicas de las capas del subsuelo y la *ZNS*, que son requerimientos previos para resolver las ecuaciones de movimiento de humedad. Los métodos directos suelen consumir mucho tiempo y requieren dispositivos de medición y un operador experto en comparación con los métodos indirectos. Los métodos indirectos, por ejemplo, las funciones de pedotransferencia (*PTF*), estiman parámetros basados en datos de textura y porcentajes granulométricos de las capas, dichos métodos han sido ampliamente utilizados (Islam *et al.*, 2006).

Bajo los argumentos antes expuestos, se ejecutó el paquete de computadora *ROSETTA*, desarrollado por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos (*USSL*), es un modelo para obtener valores de los parámetros hidráulicos del subsuelo y también aplicado a la *ZNS*. Por lo tanto, para fines de esta investigación se estimaron parámetros hidráulicos de las capas de la *ZNS* a partir de datos de textura, datos de porcentajes granulométricos medidos y tomados de la literatura sobre los *SDFRS* que documentaban este tipo de información, o bien de los perfiles litológicos representativos sitio de disposición final, aplicando las funciones de pedotransferencia programadas por el paquete *ROSETTA* (Schaap *et al.*, 2001).

Al mismo tiempo, como alternativa y verificación de los datos resultantes obtenidos en la estimación de parámetros hidráulicos de la *ZNS* arrojados por *ROSETTA*, se ejecutó el paquete *RETC* (Curva de Retención) (van Genuchten *et al.*, 1991). Por lo cual, en esta etapa se ajustaron los valores de los parámetros hidráulicos del subsuelo al emplear dos enfoques para determinar este conjunto de parámetros a partir de la textura del material.

El código de computadora *RETC*, utiliza un enfoque de optimización de mínimos cuadrados no lineal para estimar los parámetros del modelo desconocido a partir de variables de estado hidráulico observadas y/o datos de conductividad (van Genuchten, 1991). El código *RETC* permite la optimización de cualquiera, varios o todos los parámetros de la función hidráulica, incluidos (θ_r , θ_s , α , n , m , l y K_s). En tanto, para el presente apartado se ejecutó el paquete *ROSETTA*, y a partir de los valores obtenidos en este, se recalculó ejecutando *RETC* para obtener parámetros de retención.

Es de suma importancia mencionar que, en este apartado algunos sitios de disposición final contaban con columnas estratigráficas bien definidas y se conocían datos de textura del perfil en finos (% arcilla, % limo y % arena), obtenidas de muestras de campo del propio sitio, que a su vez estos fueron empleados para calcular los parámetros hidráulicos, asimismo algunos sitios contaban con información acerca de valores de K_s , lo que auxilió a tener información más completa y propia del sitio en estudio.

4.4 CONFIGURACIÓN DE PARÁMETROS Y APLICACIÓN DEL MODELO NUMÉRICO

El presente trabajo se centró principalmente, bajo el problema de flujo y transporte de solutos a través de medios porosos no saturados. En este sentido, la modelación en *ID* puede ser razonable en el sentido que sobreestima el impacto (Trolborg *et al.*, 2009; Neukum y Azzam, 2009). Bajo este contexto, se empleó un esquema unidimensional de las ecuaciones de Richards (flujo), utilizando el programa de computadora *HYDRUS-ID*.

4.4.1 Selección del modelo *HYDRUS-ID*

Actualmente existe gran variedad de modelos numéricos que simulan y predicen los procesos de transporte de contaminantes en el suelo, la zona no saturada y el agua subterránea. En los últimos años, estos modelos se han utilizado cada vez más en proyectos de investigación e ingeniería que abordan problemas de contaminación ambiental (Simunek *et al.*, 2016; Bernard *et al.*, 2016). Los modelos numéricos disponibles, van desde soluciones analíticas y semi-analíticas relativamente simples, hasta enfoques más complejos. La mayoría de estos, son conocidos por predecir el destino y el transporte de agroquímicos, que se apoyan de la ecuación advección-dispersión. El modelo *HYDRUS-ID*, considera la ecuación advección-dispersión, adsorción y degradación (Ladu y Zhang, 2011; Simunek *et al.*, 2013).

El modelo *HYDRUS-1D* es un código de computadora que emplea los elementos finitos para simular el movimiento de agua, calor y soluto en medios parcialmente saturados (Simunek *et al.*, 2012). El modelo es capaz de resolver numéricamente la ecuación de Richards para el flujo de humedad (*ver apartado 2.2 modelo de flujo en ZNS*), además de resolver la ecuación de advección-dispersión para el transporte de solutos, asimismo, puede considerar procesos como la absorción de agua de la raíz, la infiltración, evaporación, almacenamiento de agua en la *ZNS*, drenaje profundo y recarga subterránea (Simunek *et al.*, 2012).

La ecuación de transporte de soluto explica la advección-dispersión en la fase líquida y la difusión en la fase gaseosa, además, considera las reacciones de equilibrio lineal entre la fase líquida y la fase gaseosa, la producción de orden cero y las reacciones de degradación de primer orden (Simunek *et al.*, 2012) (*ver apartado 2.3 transporte de solutos*). El modelo *HYDRUS-1D* también puede asumir diferentes situaciones físicas y químicas de no equilibrio en el transporte, por ejemplo: situaciones de no equilibrio son particularmente interesantes en el caso de capas heterogéneas, aunque los parámetros que rigen son difíciles de obtener a nivel local y regional. En esta investigación solo se consideraron condiciones de equilibrio.

El modelo *HYDRUS-1D* se ha empleado en una gran variedad de estudios que evaluaron el destino y el transporte de productos químicos entre la superficie del suelo y el nivel freático (Simunek *et al.*, 2013). En la literatura se reporta que varios autores utilizaron *HYDRUS-1D* para simular con éxito el transporte de contaminantes en la *ZNS*, por ejemplo, Pang *et al.* (1999); Dousset *et al.* (2007); Ladu y Zhang (2011); Bernard *et al.* (2016); Noshadi *et al.* (2017), concluyeron que *HYDRUS-1D*, es uno de los modelos líderes en el campo de la investigación para simular el transporte de contaminantes en medios no saturados.

4.4.2 Procesamiento y datos de entrada

Para analizar el problema de flujo y transporte de contaminantes en la zona no saturada, se planteó un modelo conceptual que explica de forma simplificada los procesos principales que se llevaron a cabo en la configuración numérica, empleando el modelo *HYDRUS-1D*. El esquema conceptual se presenta en la Figura 4.5, posteriormente se describe de manera genérica cada uno de los procesos que se desarrollaron y las diferentes situaciones que se asumieron dentro del modelo, en el momento previo de ejecutar el paquete.

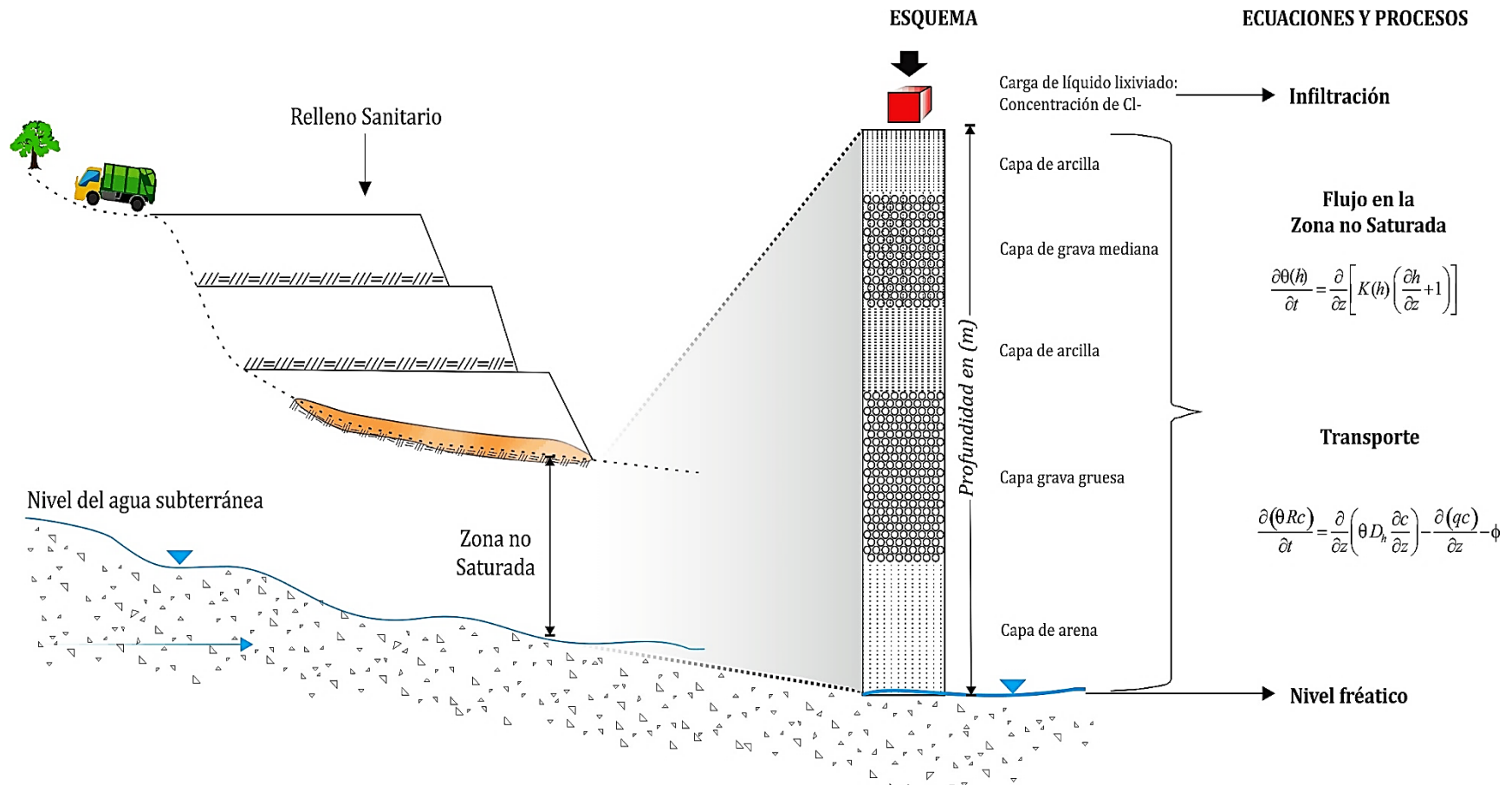


Figura 4.5 Esquema de un sitio de disposición final: como caso un RESA al cual se obtiene su perfil litológico, además de conocer el nivel del agua subterránea, posteriormente se emplean las ecuaciones y/o procesos de flujo y transporte de solutos, en este esquema se introduce el ión (Cl⁻) siendo este un componente del lixiviado con mayor movilidad.

En esta sección se describe de manera general las etapas en las que se desarrolló el modelo y los parámetros de entrada, por su parte en el capítulo de resultados se puntualiza cada uno de los procesos que se llevaron a cabo, cabe destacar que los datos de entrada respecto a cada uno de los sitios de disposición final fueron diferentes, en tanto ejecutar una simulación en *HYDRUS-1D* es un proceso relativamente simple, requiere que el usuario siga una serie de menús con opciones predefinidas y definidas por el usuario sobre el proceso físico de interés, bajo este esquema a continuación se describen los siguientes aspectos:

- a) Inicialmente se establecen los parámetros básicos, los cuales corresponden al tipo de modelación: (flujo de agua y transporte de solutos), seguido de la información de geometría: definiendo primeramente las unidades de longitud en: (mm, cm y m), el número de materiales del perfil y su respectiva profundidad, la disminución con respecto al eje vertical (si el flujo es horizontal (0) o vertical (1)).
- b) Posteriormente, en la información del tiempo: se definen las unidades a emplear (segundos, minutos, horas, días y años), seguido de la discretización del tiempo: dirige el modelo de cuándo comenzar y finalizar la simulación y el paso de tiempo inicial, mínimo y máximo mediante el cual se realiza una iteración dentro de cada día, (este apartado referente al tiempo de simulación dependió exclusivamente de la edad o tiempo de funcionamiento de cada uno de los sitios de disposición final).
- c) El modelo de propiedad hidráulica del suelo y la *ZNS*, los cuales pueden ser: van Genuchten-Mualem, modificación de van Genuchten, Brooks-Corey y Kosugi. Así mismo, en este paso se ingresan los valores relacionados directamente con la unidad litológica, es decir se integran los parámetros hidráulicos de la *ZNS* específicamente para cada una de las capas que conforman la unidad litológica (θ_r , θ_s , α , n , l y K_s).
- d) Para desarrollar la modelación especialmente de transporte de soluto se establecen las condiciones iniciales y de frontera, es decir la concentración se ingresó bajo un límite de presión constante, las condiciones de límite superior y límite inferior, se establecen el gradiente igual a cero (drenaje libre). Consecutivamente, se ingresan los valores de las concentraciones del soluto a modelar y coeficientes de dispersión (D_L).

- e) Por último, el paquete proyecta un gráfico con el perfil litológico donde se definen diferentes puntos de observación a lo largo del mismo, para visualizar gráficamente el avance del soluto a través del tiempo y el espacio, en tanto la calibración del modelo se basó en comparar concentraciones observadas y adquiridas de estudios previos de algunos sitios, con las concentraciones arrojadas por la modelación.

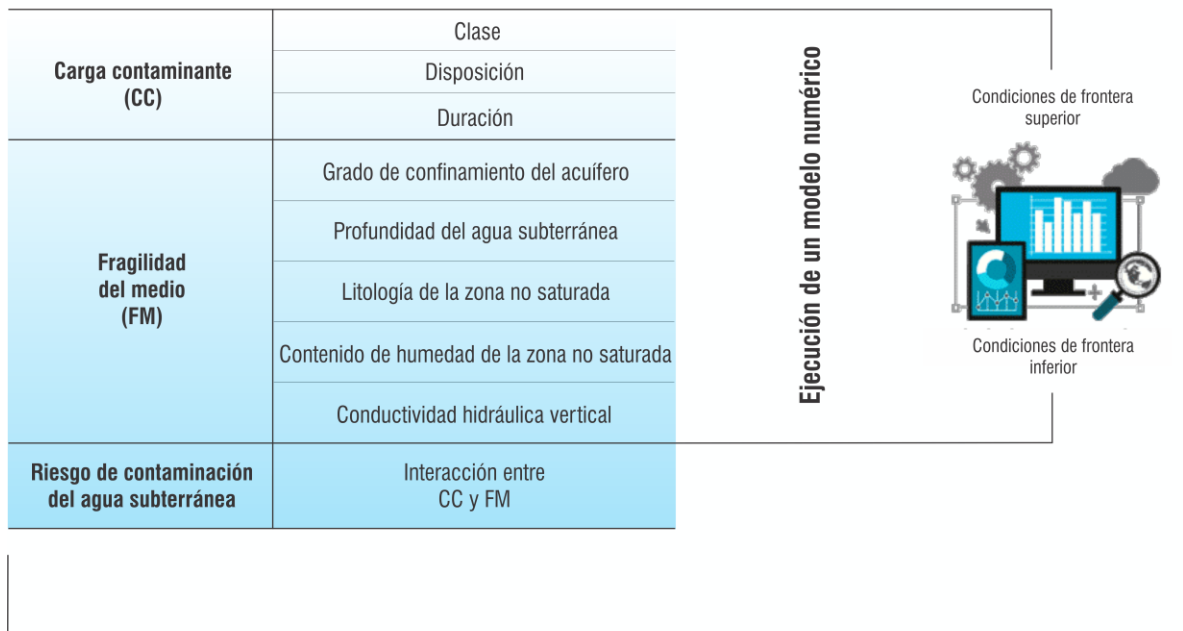
4.5 EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

El presente apartado tiene como objetivo principal estimar la concentración y tiempos de tránsito de un soluto como caso específico el ión (Cl^-), introducido desde la base de un sitio de disposición final, a través de la ZNS hasta llegar o no, al nivel freático apoyándose de la configuración y ejecución de un modelo numérico unidimensional y con ello estimar el riesgo de contaminación. Bajo este contexto, se empleó la definición más lógica del riesgo de contaminación del agua subterránea concebido por autores como: Foster y Hirata (1991), Liggett *et al.* (2009) y Pizzol *et al.* (2015), termino definido como la interacción entre: (i) la carga contaminante que es, será, o pudiera ser aplicada al subsuelo como resultado de la actividad humana y (ii) la fragilidad del medio a la contaminación, específicamente de las características naturales e hidrodinámica de los substratos que cubren el agua subterránea.

En tal sentido, la estimación del riesgo en este estudio tuvo en cuenta la masa actual del contaminante, así como su concentración crítica, lo cual es un proceso jerárquico que se inicia con la vulnerabilidad intrínseca y se completa con la vulnerabilidad específica (Brouyère *et al.*, 2001; Frind *et al.*, 2006), asumiendo estos procesos en un modelo numérico. En tanto, la estimación del riesgo para cada SDFRS constató por la concentración de Cl^- que alcanzó en la ZNS y en el nivel freático verificando dichas concentraciones y comparándolas con los límites permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-1994, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad.

En términos generales, el riesgo está en función de la fragilidad de los substratos que conforman la ZNS, ante una fuente puntual de contaminación, correspondiente a un soluto específico en superficie y la interacción entre estas dos dará como resultado al riesgo de contaminación del agua subterránea de manera puntual. En la Figura 4.6, se presenta el esquema general de la estimación del riesgo empleada en cada SDFRS.

Pasos en la determinación del riesgo



Perfil del transporte de contaminantes

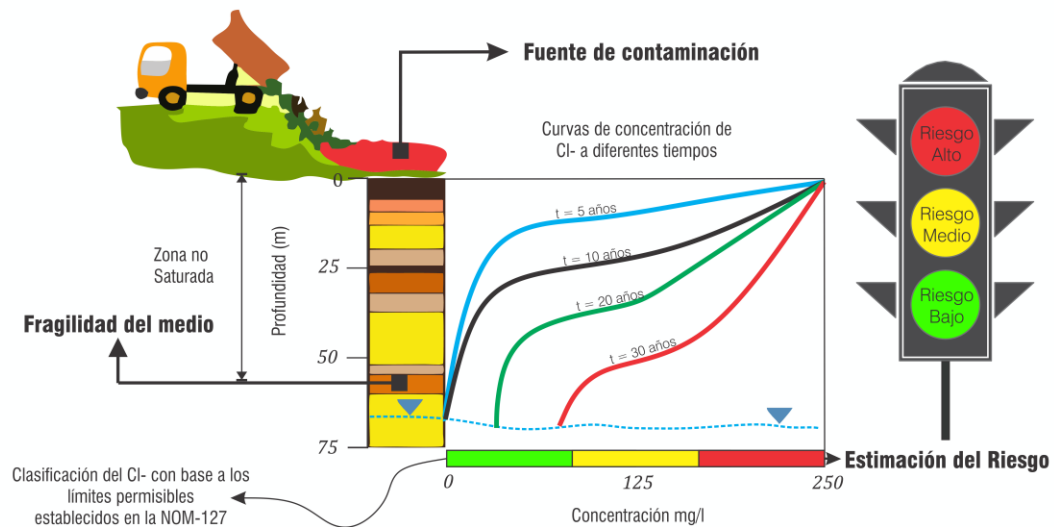


Figura 4.6 Gráfico para la determinación del riesgo de contaminación del agua subterránea, por efecto de la disposición final de residuos sólidos. El término riesgo aquí se define como la posibilidad de que el agua subterránea se contaminen con concentraciones de Cl⁻ por encima de los valores recomendados en la NOM-127-SSA1-1994.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 INTRODUCCIÓN

En este apartado se describen los resultados obtenidos siguiendo el orden de la metodología. En la primera parte, involucra cuestiones de identificación, localización y caracterización de las fuentes potenciales de contaminación de origen puntual: *SDFRS*. En la segunda, se tratan cuestiones de caracterización hidrogeológica para cada uno de los sitios identificados. En la tercera, se plantean las condiciones asumidas por el modelo y la integración de los datos previos. Para finalizar, con el análisis de los resultados arrojados de la modelación tomando como referencia la concentración de un soluto en la *ZNS* y el nivel freático de cada sitio.

5.2 DIAGNÓSTICO DE LAS FUENTES PUNTUALES DE CONTAMINACIÓN: SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS

Como parte de los resultados correspondientes a la identificación de fuentes potenciales de contaminación de origen puntual, destacaron una gran cantidad de sitios de disposición final, gasolineras, cementerios, parques industriales y minas: localizados principalmente en la parte central y las periferias del Valle de Toluca. A pesar de ello, para fines de esta investigación únicamente se consideraron los *SDFRS* como objeto de estudio. Por lo cual, en México se cuenta con 1905 sitios de disposición final, de los cuales 260 son *RESA* y 1645 son *SC* y *SNC* (INEGI, 2016). De manera que, se logró identificar un total de 146 sitios de disposición final en el Valle de Toluca, sin embargo, para fines de este estudio solo se consideraron ocho.

5.2.1 Localización de sitios de disposición final de residuos sólidos en el Valle de Toluca

De acuerdo con FIDEPAR (2009), Expósito (2012) y El Sol de Toluca (2018a), refieren que las autoridades correspondientes reportan cierta cantidad de sitios de disposición final, entre los que destacan rellenos sanitarios y sitios de disposición controlados y no controlados, sin embargo, lamentablemente cada año se incrementa de manera preocupante el número de tiraderos o sitios de disposición clandestinos en el Valle de Toluca.

Por lo tanto, para este estudio se gestionó un total de ocho sitios de disposición final, tomando como criterio de selección: la información disponible del sitio, en segundo plano el impacto informado de estos en el ámbito social-ambiental y, por último, la demanda que generan a partir de la cantidad de residuos que en ellos se deposita diariamente. Igualmente, se basó substancialmente en recorridos en campo, noticias, documentos, reportes oficiales y estudios previos realizados en algunos sitios. Los ocho sitios considerados como objeto de estudio se distribuyen en el Valle de Toluca (Tabla 5.1 y Figura 5.1).

Tabla 5.1 Sitios de disposición final de residuos sólidos seleccionados como objeto de estudio para esta investigación, identificados y localizados a partir de una amplia revisión documental y recorridos en campo sobre el Valle de Toluca.

<i>No. de sitio</i>	<i>Nombre</i>	<i>Coordenadas (UTM)</i>		<i>Altitud (msnm ±)</i>
		<i>x</i>	<i>y</i>	
<i>1</i>	<i>Almoleya del Río</i>	<i>449399</i>	<i>2116975</i>	<i>2595</i>
<i>2</i>	<i>Calimaya</i>	<i>434290</i>	<i>2119661</i>	<i>2725</i>
<i>3</i>	<i>Capulhuac</i>	<i>450439</i>	<i>2123438</i>	<i>2575</i>
<i>4</i>	<i>Metepec</i>	<i>434297</i>	<i>2128182</i>	<i>2660</i>
<i>5</i>	<i>Mexicaltzingo</i>	<i>437145</i>	<i>2124901</i>	<i>2625</i>
<i>6</i>	<i>San Antonio la Isla</i>	<i>437948</i>	<i>2119537</i>	<i>2625</i>
<i>7</i>	<i>Xonacatlán</i>	<i>449332</i>	<i>2148481</i>	<i>2700</i>
<i>8</i>	<i>Zinacantepec</i>	<i>418927</i>	<i>2137318</i>	<i>2750</i>

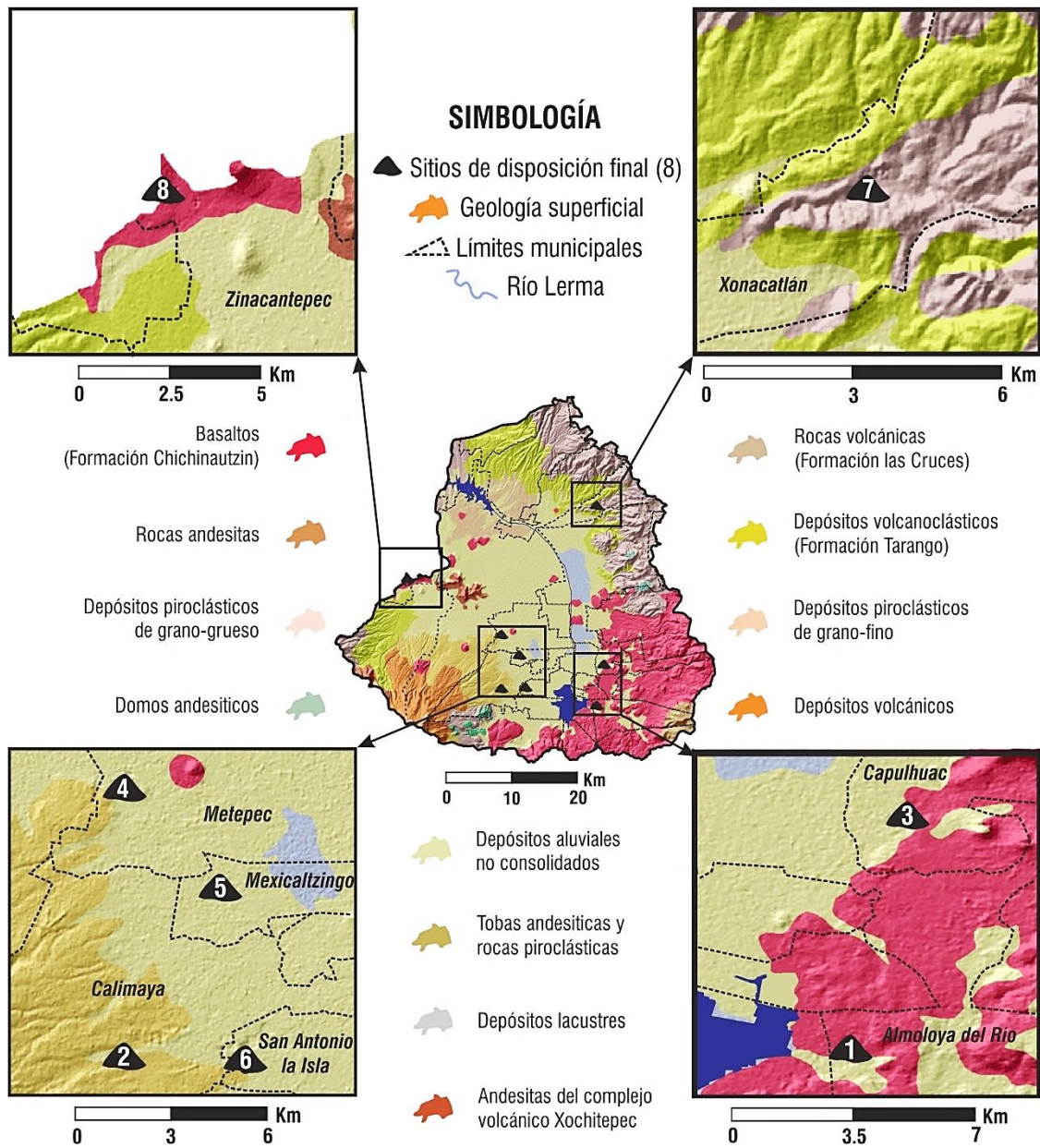


Figura 5.1 Localización y distribución espacial de los sitios de disposición final de residuos sólidos ubicados en el Valle de Toluca. Adicionalmente, se visualiza la geología superficial y los límites municipales.

5.2.2 Descripción de los sitios de disposición final e identificación de la problemática

De los ocho sitios de disposición final que fueron identificados, siete de ellos se encontraban activos y uno más está clausurado, de acuerdo con información reportada por las autoridades competentes en PC (2017), tres sitios operan bajo la consigna de Rellenos Sanitarios, otros tres son sitios controlados y dos más son sitios no controlados. A continuación, se describe cada uno de estos sitios de disposición final, considerados en esta investigación:

a) *Sitio 1 Almoloya del Río*

El municipio de Almoloya del Río se asienta sobre una elevación de origen volcánico, cuyos materiales geológicos destacan el tipo de roca basáltico, lacustre y aluviales que datan del Cuaternario. El tipo de suelo predominante es: Gleysol, Phaeozem, Andosol y Vertisol. Geográficamente el municipio se localiza a una altitud entre 2,500 y 2,600 msnm y sus coordenadas puntuales (UTM) son x: 448744.1 y: 2120262.6. El sitio de estudio colinda al norte con Atizapán (Santa Cruz) y Tianguistenco: al sur con Tianguistenco y Texcalyacac: al este con Tianguistenco y Xalatlaco, mientras que al oeste limita con San Antonio la Isla.

Dentro del municipio de Almoloya del Río se localizó el primer sitio de estudio, denominado *Sitio 1 Almoloya del Río* para la presente investigación, el cual inicio su actividad desde hace 22 años bajo la responsabilidad de la autoridad local, dado que no contaban con un lugar apropiado para depositar los residuos sólidos. Como resultado se improvisó el sitio de disposición final en un socavón de arcilla parcialmente agotado de 6,400 m², sin que se haya acondicionado previamente alguna obra de ingeniería civil que evitará el transporte de vectores de contaminación por la generación de lixiviados (Torres, 2016). De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003 el sitio se clasifica como sitio controlado y tipo D debido al ingreso de siete toneladas diarias de residuos sólidos (PC, 2017).

Por consiguiente, durante todo el año la basura permanece a la intemperie, es decir a cielo abierto lo que ocasiona dispersión de partículas contaminantes y la producción de lixiviados dentro de sitio. Actualmente, se distinguen dos secciones en el sitio: una de 4545 m², sellada con material geológico denominado tepetate desde el 2011, mientras que la otra sección que se mantiene a la intemperie donde a partir del año 2012 se continúan depositando residuos, esta sección fue seleccionada como objeto de estudio en esta investigación (Figura 5.2).

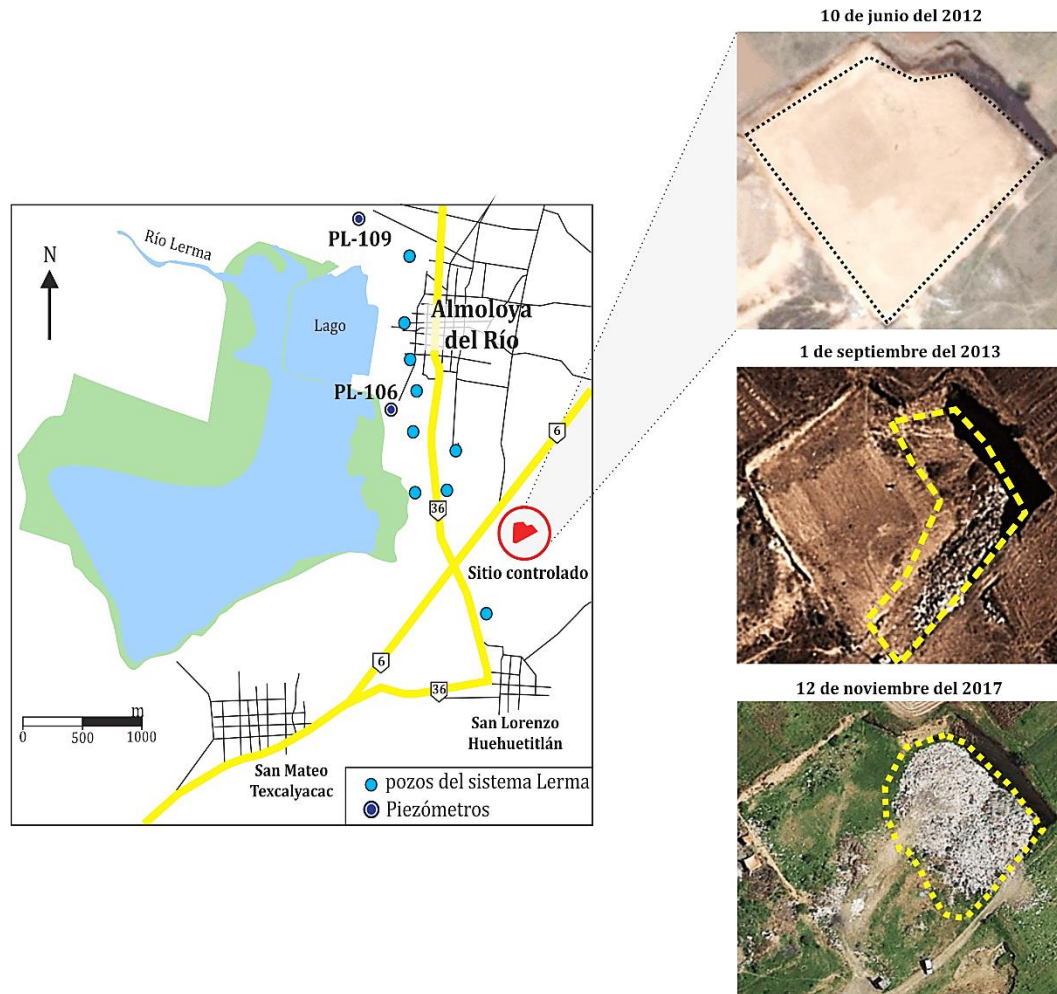


Figura 5.2 Ubicación del Sitio 1 Almoloya del Río. Se distingue la evolución espacial y temporal de la celda número dos del sitio. Asimismo, se observa el croquis de ubicación, la distribución de los pozos del sistema Lerma, los piezómetros PL-106 y PL-109 de la CONAGUA.

b) Sitio 2 Calimaya

El municipio de Calimaya colinda al norte con el municipio de Toluca, al oriente con San Antonio la Isla, y al sur con el municipio de Tenango del Valle. La cabecera municipal se localiza sobre las coordenadas (*UTM*) x: 435033.98 y: 2118991.69, el municipio tiene una extensión territorial de 104.25 km², teniendo una altura máxima de 4,578 msnm y una mínima de 2,600 msnm. La unidad geológica dominante en el municipio está conformada por tobas, brechas volcánicas intermedias y ácidas, caracterizadas por la presencia de pómez que ocupa la mayor parte del municipio, esta unidad geológica constituye uno de los mayores usos (urbano, agrícola y explotación de material pétreo). La parte más baja del municipio está formada por sedimentos lacustres modernos y material fino generado por pendientes suaves.

En el municipio de Calimaya se localizó el segundo sitio de estudio, denominado *Sitio 2 Calimaya* para la presente investigación, referido por la comunidad como socavón de desechos sólidos, que de acuerdo con PC (2017) es catalogado como sitio controlado, el cual está emplazado a menos de 100 m con referencia a los límites de la Cabecera Municipal (viviendas y escuelas). De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, el sitio se clasifica como sitio tipo *C* debido al ingreso de 44 toneladas diarias de residuos (PMDC, 2018). Sin embargo, es importante subrayar que el sitio no cumple con las Normas Oficiales Mexicanas sobre la disposición final de residuos sólidos municipales (García *et al.*, 2016).

El *SDFRS*, que actualmente opera en el municipio es parte de un socavón producto de la explotación de material pétreo como arena, grava y tepojal este último parte de la actividad económica importante que se desarrolla en la zona, debido a que es empleado para elaborar material para la construcción, conocido comúnmente como: “block”. El sitio ha operado en dos etapas desiguales, depositando a profundidades distintas al nivel original del terreno.

En tanto, en la primera etapa se dispuso residuos sobre el socavón somero de tres metros de profundidad (Figura 5.3a) el cual inicio operaciones a partir del año 2005, dos años más tarde, se depositó residuos en el socavón más profundo con 15 m de profundidad (Figura 5.3b), hasta la fecha se siguen depositando residuos sólidos en ambos sitios. Los datos reportados fueron proporcionados por parte de vecinos, recicladores del sitio y el H. Ayuntamiento de Calimaya, corroborando la información con ayuda de imágenes satelitales y visitas al sitio.

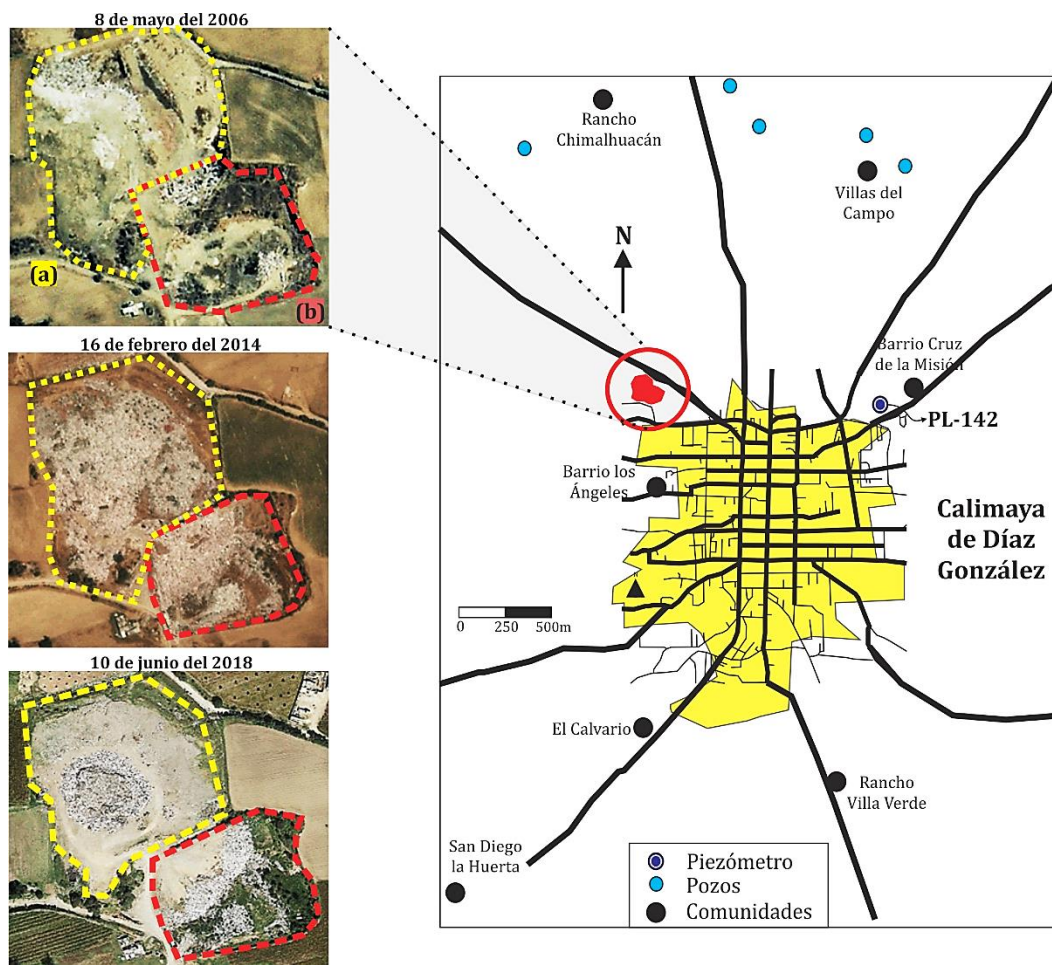


Figura 5.3 Ubicación del Sitio 2 Calimaya. Se distingue la evolución espacial y temporal, la línea discontinua color amarillo delimita el socavón somero y con color rojo se distingue el socavón más profundo. También, se observa el croquis de acceso al sitio además de la ubicación de pozos y el piezómetro PL-142 de la CONAGUA.

c) *Sitio 3 Capulhuac*

El municipio de Capulhuac colinda al norte con el municipio de Ocoyoacac: al sur y al este con el municipio de Tianguistenco y al oeste con el municipio de Chapultepec, tiene una extensión de 21.50 km², cuenta con una altitud promedio de 2,625 msnm. Las coordenadas puntuales (*UTM*) de la cabecera municipal son x: 451137.6 y: 2122303.3. El municipio se emplaza sobre dos unidades geológicas principales, la primera corresponde a rocas volcánicas (Plioceno Cuaternario), la cual abarca casi la mitad de la superficie del municipio, en la segunda unidad se registran rocas clásticas en el resto de la superficie. El tipo de material predominante es de origen aluvial, seguido de toba básica, basalto y en menor proporción brecha volcánica básica, lacustre y andesita.

En el municipio de Capulhuac se localizó el *Sitio 3 Capulhuac* (Figura 5.4), ubicado a menos de 200 m con referencia a los límites de la Cabecera Municipal, el cual es clasificado por las autoridades como sitio no controlado, tiene su historia cuando hace alrededor de 30 años inició como un lugar donde se realizaba lombricomposta con la carne y huesos de los barbacoeros. Posteriormente, el sitio excedió su límite para el compostaje y con el paso de los años empezó a verse como un basurero ante ello las autoridades realizaron acciones para transferir los residuos, entonces para el año 2006 se convertiría en un centro de transferencia de residuos toda vez que, cada 20 días o mensualmente el ayuntamiento pagaba tráileres para llevarse los desechos (Pérez, 2018). Sin embargo, el “sitio de transferencia” solo funcionó durante dos años, de modo que en 2008 el sitio ha recibido todo tipo de residuos, situación que hasta la fecha hace que el sitio se encuentre al tope de basura: las bardas perimetrales a punto de colapsar por la presión que genera la acumulación de desechos. Cabe señalar, que a este sitio llega residuos de los nueve mil productores de barbacoa de ovino en hornos de piedra, quienes a la semana matan hasta 12 mil borregos ya que es la actividad primaria de la localidad (Pérez, 2018).

De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, el sitio se clasifica como tipo *C* debido al ingreso de 30 toneladas diarias de residuos (PC, 2017). El sitio ocupa un área de 2.34 ha sin ningún tipo de obra civil que evite la migración de lixiviados hacia la *ZNS*, el sitio se emplaza en plano pues su cavidad más profunda se localiza al oriente del predio con tres metros de profundidad y conforme avanza hacia el poniente se emplaza sobre el nivel original.

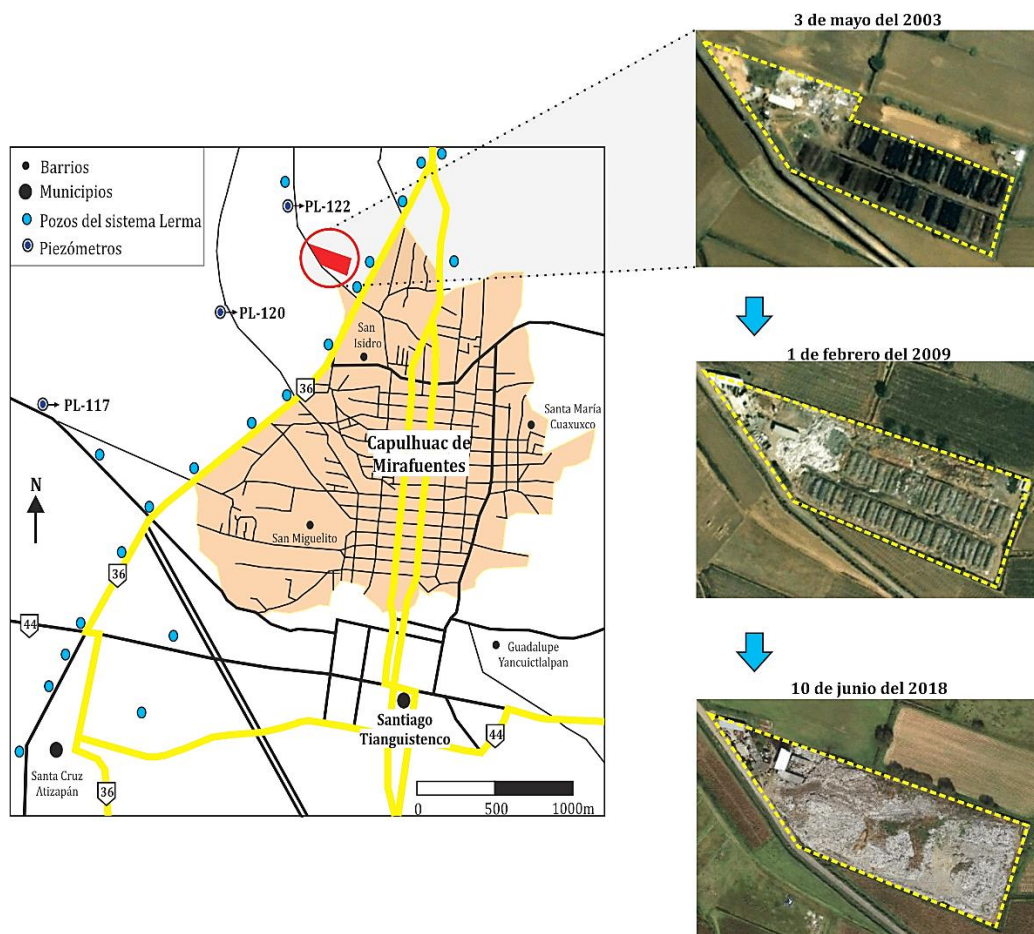


Figura 5.4 Ubicación del Sitio 3 Capulhuac. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Además, se muestra la ubicación y distribución de los pozos del sistema Lerma que se encuentran cerca del área de estudio y los piezómetros de la CONAGUA.

d) Sitio 4 Metepec

El municipio de Metepec se localiza en la zona centro del Valle de Toluca, colinda al oeste y norte con el municipio de Toluca, al este con San Mateo Atenco, al sur con Mexicaltzingo y las coordenadas puntuales (*UTM*) de la cabecera municipal son x: 436459.45 y: 2128849.29, cuenta con una altitud promedio de 2,610 msnm y tiene una superficie de 70.43 km². La litología del sitio se compone por suelos aluviales y lacustres, formados por arena, limo y arcilla, el substrato lo conforman: arenisca, conglomerado, toba arenosa y basalto fracturado. La permeabilidad en general es alta y el acuífero es de tipo libre (VIGUE, 2001).

En el pasado el municipio de Metepec contaba con un vertedero sitio no controlado. En 1960 un sitio fue explotado para extraer arcilla y tepetate, posteriormente, en 1979 el socavón generado de la explotación se convertiría en un depósito de residuos, sin ningún control, del municipio de Metepec y otros municipios vecinos (Espinosa, 2006). En el año 2000, el sitio comienza a resentir los estragos de una gran disposición de residuos, como: mal olor, fauna nociva y generación de lixiviados y ante ello las autoridades comenzaron a tomar una serie de medidas para el saneamiento, la cantidad de dinero invertida fue enorme (Espinosa, 2006).

El Sitio 4 Metepec se localiza en una zona muy concurrida, a escasos metros se encuentran establecidas unidades habitacionales, centros comerciales, de recreación y universidades (Figura 5.5). Además, el municipio de Metepec es considerado como un pueblo mágico debido a su arquitectura y a las artesanías que en ella se elaboran, por lo que en el vertedero no sólo representaba un contaminante visual para los turistas, sino también un peligro latente para sus habitantes. El vertedero de Metepec fue considerado por su propia construcción física como una fuente finita contaminante cuyas dimensiones están definidas por su área de 8.9 ha y la profundidad del socavón de 25 m tomando como referencia las áreas más profundas. En su momento se consideró que la altura de los residuos sobre el terreno natural presentaba una sobre-elevación de hasta de 15 m (Moreno, 2008).

En definitiva, el sitio nunca contó con alguna obra civil que pudiera contener los lixiviados sobre la base de este. El sitio no cumplía con la NOM-083-SEMARNAT-2003, y en el año 2008 el socavón fue clausurado, años más tarde se sometería a una rehabilitación implementado una serie de medidas de monitoreo y colocación de recubrimiento exterior, pese a estas medidas no deja de ser una fuente potencial del agua subterránea que lo subyace.

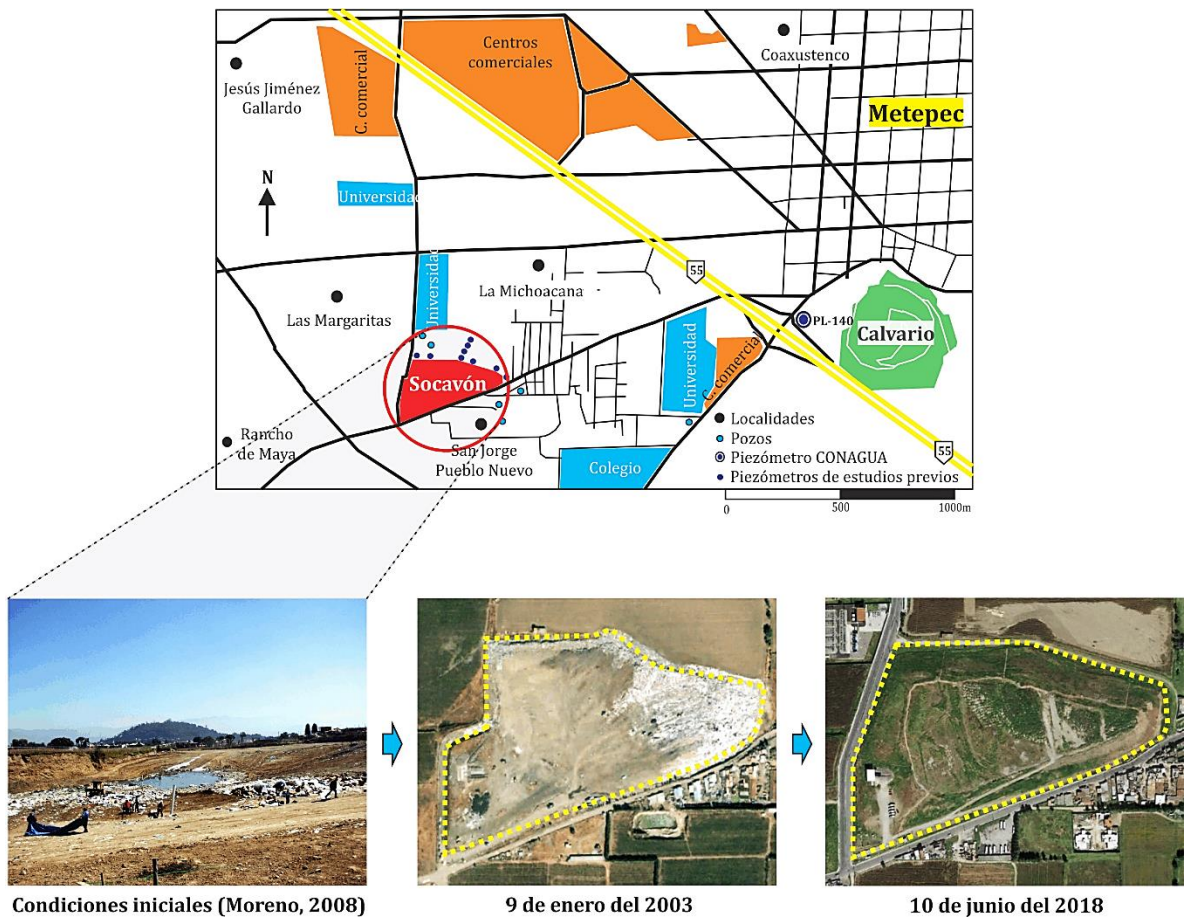


Figura 5.5 Ubicación del Sitio 4 Metepec. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Además, se visualiza el croquis de ubicación y acceso al sitio, además se observan pozos profundos, el piezómetro de la CONAGUA y piezómetros aledaños al sitio correspondientes a estudios previos. (Fuente: Magallón, 2007; Morales, 2008 y Moreno, 2008).

e) *Sitio 5 Mexicaltzingo*

El municipio de San Mateo Mexicaltzingo se localiza en la porción central del Valle de Toluca, limita al norte con el municipio de Metepec, al este con Chapultepec, al sur y oeste con Calimaya. La cabecera municipal se emplaza sobre las coordenadas puntuales (*UTM*) x: 438304.19 y: 2124302.54. El municipio se sitúa a una elevación de 2,610 msnm, con una extensión territorial de 11.98 km².

El municipio se emplaza dentro de dos formaciones geológicas: Formación Toluca Superior, conformado por depósitos aluviales del Cuaternario provenientes del Volcán Nevado de Toluca, un estratovolcán que se formó a finales del Plioceno y principios del Pleistoceno, litológicamente consiste de material granular estratificado de arcillas, limos, arenas y gravas, básicamente la zona oeste del municipio tiende a poseer importantes recursos para la explotación de materiales pétreos, y la Formación Sierra de las Cruces al este, la cual está conformada por estratos aluviales, seguidos del lacustre y por una pequeña porción volcanoclástica (Reyes-Gutiérrez *et al.*, 2013).

Dentro del municipio se emplaza el *Sitio 5 Mexicaltzingo*, el cual es catalogado por las autoridades como sitio no controlado, que comenzó a ser utilizado a partir de 1985 y fue antiguamente un sitio de extracción de materiales pétreos, excavado aproximadamente 8 m por debajo del nivel de la superficie del terreno. En este sitio, se han depositado en varias etapas aproximadamente 185,600 m³ de residuos, cubriendo un área de 23,200 m². En 2008 el sitio fue clausurado por la PROFEPA (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente), sin embargo, años más tarde volvió a entrar en operación y para la actualidad se encuentra activo (Beltrán, 2013). Por otra parte, para el año 2009, un área aproximada de 128 m por 28 m (3,584 m²) aún se encontraba libre de residuos, presentando una profundidad media de 6 m (Figura 5.6). Sin embargo, esta depresión comenzó a inundarse con lixiviados generados del sitio y el agua que se filtraba de las paredes del socavón (Gómez-Beltrán, 2014).

El sitio de disposición final no cuenta con las características de un relleno sanitario como se establece en la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 (García, 2011). Finalmente, según lo reportado por PC (2017) en el sitio deposita alrededor de 19 ton/día, por lo que es considerado por la legislación como sitio tipo C, de acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003.

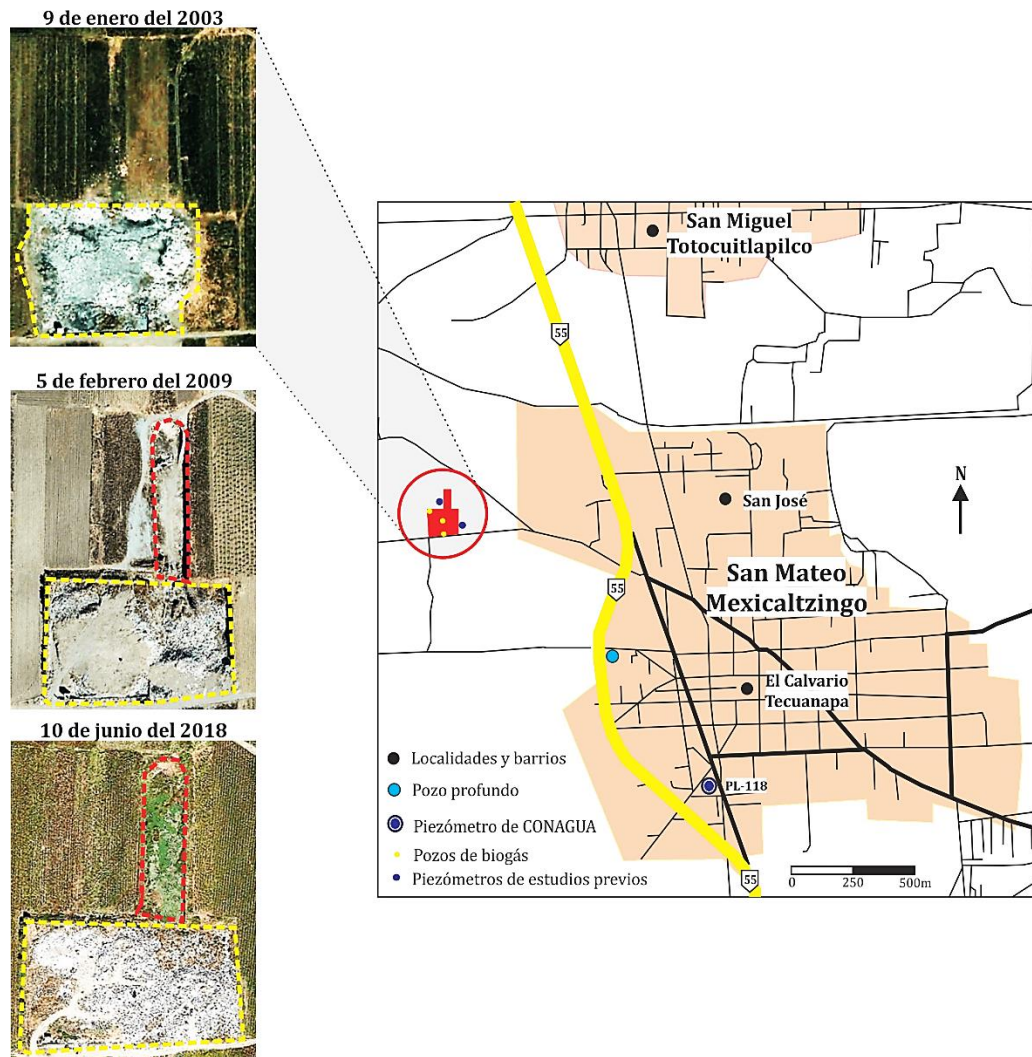


Figura 5.6 Ubicación del Sitio 5 Mexicaltzingo. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Además, se visualiza el croquis de acceso al sitio, la ubicación de piezómetros, pozos de biogás de estudios previos y el piezómetro PL-118 de CONAGUA.

Acorde a los apartados precedentes, se estipula que la mayoría de los sitios de disposición final se emplazan sobre depresiones del terreno producidas por la extracción de materiales pétreos y estas han sido aprovechadas por los seres humanos para la eliminación de todo tipo de residuos. A pesar de esta situación las autoridades han recurrido a tomar medidas de saneamiento y rehabilitación de algunos sitios, los cuales los han catalogado como sitios controlados, sin embargo, la certeza de que estos funcionen en condiciones ambientales óptimas es mínima, porque desafortunadamente la mayoría son tiraderos a cielo abierto.

Por otra parte, en la mayoría de los países los *RESA* sigue siendo el método más utilizado para la eliminación de residuos, producto de las actividades diarias de los seres humanos (Aziz *et al.*, 2014). Como se ha mencionado en apartados anteriores, un *RESA* a diferencia de un sitio controlado y no controlado es una obra de infraestructura que involucra métodos de ingeniería para la disposición final de residuos, toda vez que, lo que se busca en un *RESA* es evitar la infiltración de los lixiviados al subsuelo y la contaminación de cuerpos de agua.

De ahí que, un *RESA* pueden diseñarse para minimizar tanto la formación de lixiviados como la cantidad de lixiviados que escapa del relleno. Los revestimientos del *RESA* se construyen típicamente de (0.9 a 3 m) y se suele utilizar suelos con mayor potencial de atenuación como las arcillas debido al intercambio iónico y de adsorción. La permeabilidad del revestimiento no debe ser superior a 1×10^{-7} (cm/s). Alternativamente, una membrana sintética tal como *HDPE* (Alta Densidad de Polietileno) podría usarse como revestimiento (Fetter, 2001).

Debido a la acumulación de lixiviados en el revestimiento, también se necesita un sistema de recolección el cual consiste en una capa de arena o grava, con líneas de drenaje perforadas que descansan sobre el revestimiento y generalmente son inclinadas hacia las baldosas de drenaje. Los lixiviados drenan a través del sistema de recolección a un tanque de retención o alcantarillado y finalmente se eliminan o se tratan. Estos sistemas pueden diseñarse para recolectar aproximadamente del 70% al 90% del lixiviado producido, el resto del lixiviado se filtra o difundirá a través del revestimiento (Kmet *et al.*, 1981).

No obstante, si se generan grandes cantidades de lixiviados en un *RESA* con este tipo de infraestructura de baja permeabilidad, existe la tendencia de que los lixiviados lleguen a la superficie del terreno natural y formen manantiales de lixiviados los cuales pueden filtrarse hacia la zona no saturada provocando una amenaza directa al agua subterránea (Fetter, 2001).

Pues, debido a su gran volumen y extensión de un *RESA* incluso diseñado con un sistema de infraestructura adecuada, todavía hay posibilidades de fuga debido a fallas de diseño o limitaciones, o incluso de la vida útil de un revestimiento.

Por otra parte, según datos de los Indicadores Básicos del Desempeño Ambiental–Residuos Sólidos de la Secretaría de Medio Ambiente (SEMARNAT) en México para el año 1995 existían a nivel nacional solo 30 *RESA*, para el año 2009 aumentaron a 137 *RESA* y para el año 2012 se incrementaron a 260 cifra que actualmente se ha mantenido y de los cuales 16 se encuentran en el Estado de México (PC, 2017).

De manera que, conforme a lo reportado por el periódico Debate México, (2019) en su entrevista a Jorge Sánchez Gómez, asesor de la SEMARNAT en materia de gestión de residuos sólidos, afirmó que “ninguno de los 260 *RESA* que tiene México para la disposición final de residuos, cumple con los criterios de funcionamiento que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003”, además indicó que los *RESA* del futuro deben preservar el componente ambiental, donde los lixiviados se traten adecuadamente y el biogás se convierta en una fuente de energía. Asimismo, el asesor de SEMARNAT se pronunció a favor de que se actualice la NOM-083 para que, por normatividad se establezca que todo *RESA* tenga programas de control y aprovechamiento de biogás, además que se implementen programas de recirculación y se prohíban las lagunas de lixiviados.

En efecto, en nuestro país los lixiviados formados en un relleno sanitario carecen de sistemas adecuados para su control, tal como lo sugieren trabajos y documentos oficiales en la materia. Como resultado de los altos costos operativos que implica el emplear materiales de baja permeabilidad al interior de las celdas del relleno sanitario (Barbosa *et al.*, 2016).

Derivado de lo anterior, y bajo un análisis de las diferentes problemáticas que actualmente se reportan de los *RESA* en México, asociado con lo documentado por diferentes autores con respecto a las carencias que se pueden presentar en la operación de un *RESA*, en este trabajo fue de gran interés incluir éste tipo de sitios, de manera que se integró a la lista de evaluación del riesgo tres sitios catalogados como *RESA*, los cuales se emplazan dentro del Valle de Toluca y que son operados por el sector privado. A continuación, se presentan los resultados de búsqueda, recolección, organización y selección de los datos que se requieren para caracterizar cada *RESA* conforme a la presente investigación.

f) Sitio 6 San Antonio la Isla

El municipio de San Antonio la Isla se localiza en la porción central del Valle de Toluca, colindando con los siguientes municipios: Al norte con Calimaya, al oeste con Santa María Rayón y al este con Santa Cruz Atizapán y Almoloya del Río. Cuenta con una extensión de 24.15 km² y la cabecera municipal se emplaza en las coordenadas (UTM) x: 440142.50 y: 2119156.83, con una altitud de 2,596 msnm. Gran parte del territorio municipal presenta características geomorfológicas planas, así pues, se encuentran pendientes máximas del 3% presentando un desnivel no mayor a los 50 m a lo largo del territorio.

El municipio geológicamente se emplaza dentro del Sistema Volcánico Transversal, sin embargo, carece de formaciones orográficas notables y no existen vestigios de que esta zona pertenezca a la última parte del Terciario, donde se definieron montañas como el Nevado de Toluca. Por tanto, es un área formada por depósitos de aluviones y productos cineríticos originados por las grandes erupciones volcánicas, que se depositaron en las enormes cavidades que existían. La estructura del subsuelo es conformada por tres tipos: Volcanoclástico, contiene lentes arenosos con intercalaciones de basalto, el cual se localiza en la zona poniente del municipio, el tipo lacustre el cual se constituye de arcillas y limo con intercalaciones de arenas y gravas se encuentran en la zona baja del municipio y aluvial que se constituye por rocas ígneas extrusivas y se localizan al oriente (PDM, 2018).

Dentro del municipio se emplaza el sitio de estudio (Figura 5.7), denominado *Sitio 6 RESA San Antonio la Isla* para la presente investigación, el cual corresponde a un RESA debido a que “cumple” con las obras de ingeniería e infraestructura para el manejo y disposición final de los residuos tal como lo dicta la NOM-083-SEMARNAT-2003 para ser considerado como un RESA, el cual opera a cargo del sector privado. La empresa encargada de sitio es “La Estación de San Antonio, S. A. de C.V.”.

Conforme a lo anterior, se gestionó con la empresa operadora del RESA para solicitar información sobre informes o estudios que pudieran coadyubar al presente trabajo, sin embargo, no hubo respuesta a pesar de repetidos oficios de solicitud y llamadas telefónicas. Por consiguiente, lo reportado en esta sección se basa principalmente en resultados de búsqueda, recolección, organización y selección de los datos informados en parte de reportes oficiales del Gobierno del Estado, noticias y recorridos en campo.

En el Valle de Toluca no existían *RESA*, sin embargo, derivado de que a finales del 2007 la Procuraduría de Protección al Ambiente del Estado de México (PROPAEM) clausuró los vertederos de Metepec, Rayón, Juchitepec, Jiquipilco y Choloapan, entre otros, y por lo tanto, estos municipios deberían buscar nuevos lugares para la disposición de sus residuos, fue así como meses después iniciaron operaciones dos nuevos *RESA*, uno en San Antonio la Isla y otro en Xonacatlán, ambos a unos 10 kilómetros de la capital mexiquense (La Jornada, 2008).

Por tal razón, el *RESA* de San Antonio la Isla comenzó a operar a principios del 2008 en un terreno que era explotado para la extracción de materiales pétreos, y que actualmente en áreas aledañas al sitio se continua con la explotación de este tipo de materiales, debido a que es parte de la actividad económica importante de la zona. De acuerdo con varios recorridos en campo, se logró observar desde la orilla de la vereda que se distingue un enorme socavón de por lo menos 40 m de profundidad y cientos de metros de diámetro donde las maquinas siguen explotando la enorme mina a fin de extraer arena o grava, por su parte los tractores y demás maquinaria intentan cubrir las gigantescas montañas de desechos.

Según lo publicado en PC (2017), el *RESA* San Antonio la Isla es catalogado por la NOM-083-SEMARNAT-2003 como sitio tipo A debido al ingreso de 225 ton/día. En este sitio se han depositado los residuos en varias etapas, de acuerdo con un análisis de imágenes satelitales manipulando el programa Google Earth Pro versión: 7.3.2.5776 y verificando los datos en campo se logró observar que se han operado hasta el momento un total de tres celdas diferentes, cubriendo un área de aproximadamente 9.5 hectáreas y que en la actualidad el *RESA* sigue creciendo hacia el poniente de donde se emplaza el sitio (Figura 5.7).

Como resultado de visitas al *RESA*, se logró identificar que contaba con geomembrana de polietileno lisa la cual es parte del recubrimiento inferior del *RESA*, además se observó la realización de obras para cubrir los residuos con material suelto. Se identificó el sistema de recolección de lixiviado con líneas de drenaje alrededor del *RESA*, que se recolectan en cárcamos y posteriormente son llevadas a una laguna de lixiviados situada al oriente del sitio. Sin embargo, bajo un análisis con el programa Google Earth-Pro versión: 7.3.2.5776 y visitas en áreas aledañas, se logró apreciar que en el *RESA* existía una serie de fugas de lixiviado sobre los márgenes de la celda número tres hacia la superficie del natural del suelo. En dicha superficie no se logró observar en campo que contará algún tipo de protección (Figura 5.7).

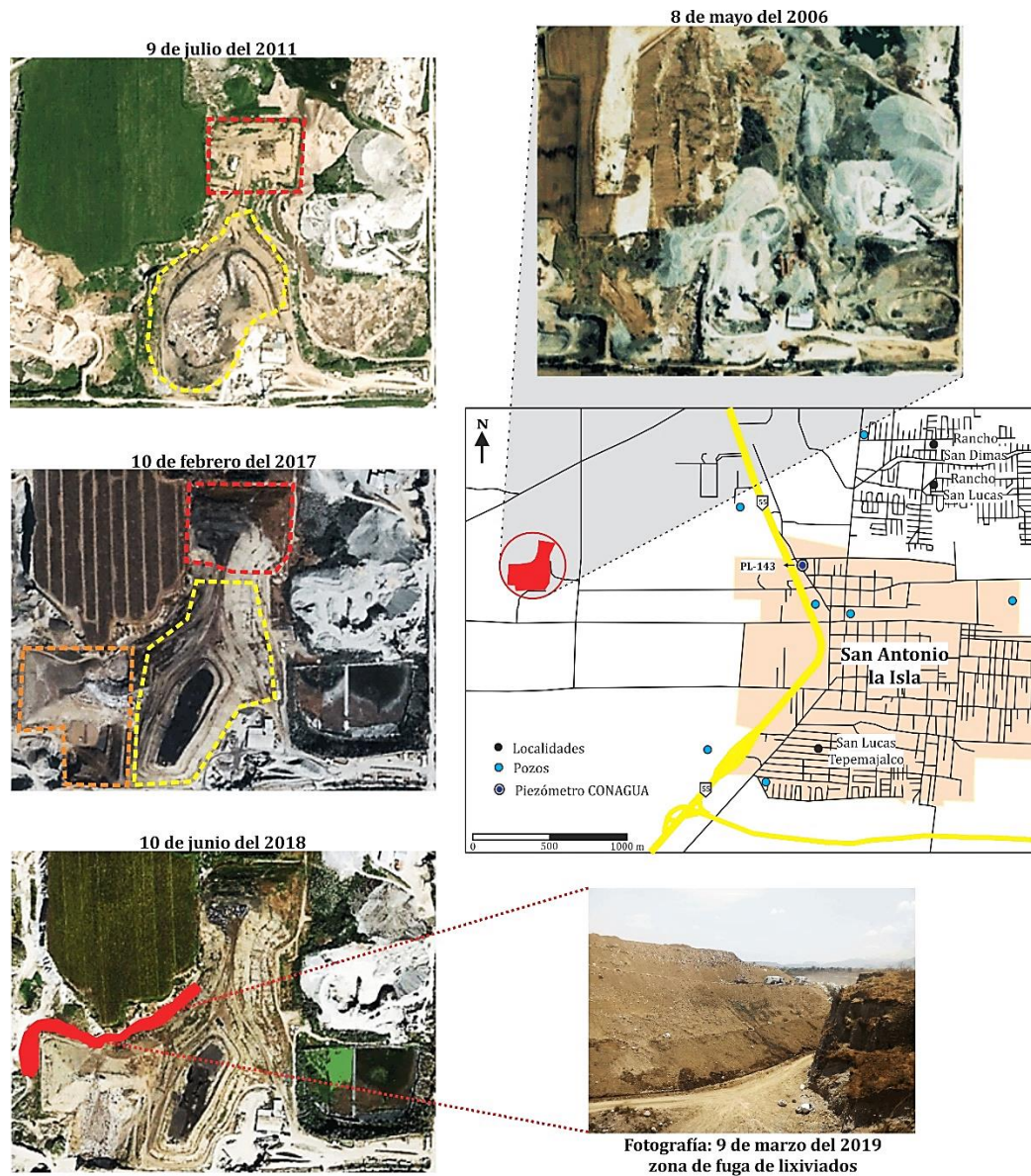


Figura 5.7 Ubicación del Sitio RESA 6 San Antonio la Isla. Se distingue la evolución espacial y temporal. Con línea discontinua color rojo se identifica la celda uno, seguido de la celda dos con color amarillo y la línea naranja se señala la celda tres. Además, se observa el croquis de acceso al sitio, la ubicación y distribución de pozos profundos y el piezómetro PL-143 de CONAGUA.

g) Sitio 7 Xonacatlán

El municipio de Xonacatlán se ubica en la parte norte del Valle de Toluca, a 16 km de la ciudad de Toluca y a 44 km de la Ciudad de México. Colinda con los siguientes municipios: al norte con Otzolotepec, al este con Naucalpan, al sur con Lerma y al oeste con Toluca. La cabecera municipal se emplaza sobre las coordenadas (*UTM*) x: 444359.13 y: 2145651.46 y se eleva a una altitud de 2,582 msnm. Su extensión territorial alcanza una superficie de 32.9 km². El municipio presenta tres tipos de relieve, la parte plana localizada al poniente y es donde se sitúa la cabecera municipal, la parte de lomeríos es la porción central del municipio y la parte alta situada al oriente que presenta un relieve accidentado.

En términos geológicos, el municipio se emplaza sobre rocas volcánicas que datan del Terciario y Cuaternario, en tanto la zona montañosa se encuentran materiales como tobas y brechas volcánicas resultado del complejo volcánico riolita-dacita. La parte baja del municipio está conformada por material aluvial, (gravas, arenas y limos). El sector noreste de Santa María Zolotepec, situado en la parte media del municipio, se encuentran yacimientos de arena, grava y tepetate que continúan siendo explotados.

En parte media del municipio se localiza el *Sitio 7 RESA Xonacatlán*, que “cumple” con lo estipulado por la NOM-083-SEMARNAT-2003 en materia de manejo y disposición final de residuos sólidos, el cual opera a cargo del sector privado la empresa encargada de supervisar y operar el sitio es GRUPO CONTADERO S.A de C.V. El sitio se ubica en la parte media del municipio la comunidad de Santa Ana Mayorazgo y Santa María Zolotepec (Figura 5.8).

De modo que, se gestionó vía oficios con la empresa operadora para solicitar información sobre informes o estudios que pudieran coadyubar al presente trabajo, sin embargo, no se logró tener respuesta en tiempo. En tanto, lo reportado en esta sección se basa principalmente en resultados de búsqueda, recolección, organización y selección de los datos informados en parte de reportes oficiales del Gobierno del Estado, noticias y visitas al sitio facilitadas por el Grupo Contadero que fue benévolo en cuestión de autorizar algunos recorridos.

En tanto, de acuerdo con El Universal (2007), reporta que en septiembre del 2007 el *RESA* abrió sus puertas para recibir de 300 a 800 ton/día de residuos procedentes de municipios de la zona metropolitana del Valle de Toluca y la zona conurbada a la Ciudad de México. Sin

embargo, según datos de PC (2017), el *RESA* Xonacatlán actualmente ingresa 1049 ton/día lo cual se cataloga por la NOM-083-SEMARNAT-2003 como sitio tipo A. De acuerdo con, estudios previos, análisis de imágenes satelitales y visitas a campo, el predio denominado “Mina Paulina”, se utilizó por más de 25 años para la extracción de materiales pétreos como arcilla, arena y grava, derivando oquedades de 25 y 85 m bajo el nivel original del terreno.

El *RESA* de Xonacatlán ha depositado los residuos en dos etapas, la primera una celda ya agotada para enero de 2016 fue la precursora en recibir los residuos en la primera etapa, contó con proporciones de aproximadamente 0.8 ha de área y 55 m en promedio de profundidad con respecto al nivel original del terreno. La segunda celda que actualmente se encuentra en operación presenta dimensiones de aproximadamente 4.5 ha de área y 80 m de profundidad promedio con respecto al nivel original y según personal de la empresa Grupo Contadero se ha planificado para un futuro no muy lejano una tercera celda con dimensiones mayores a las antes mencionadas la cual se emplazará al norte de las celdas ya existentes.

Durante los recorridos en campo se identificó en la celda número dos que presenta una geomembrana de polietileno lisa de baja densidad lineal (*LLDPE*) por sus siglas en inglés, modelo: *GSE Enviromental SO-086294* para el recubrimiento inferior, al mismo tiempo de contar con maquinaria que cubre los residuos con material tepetate. Según información comentada por los operadores este recubrimiento se realiza aproximadamente cada ocho metros de espesor de residuos dentro de la celda, asimismo se observaron pozos de biogás de material (*PVC*) distribuidos sobre el área, conjuntamente posee cárcamos para la recolección de los lixiviados en la parte oriente. También se identificó una sola laguna de lixiviados y un pozo de monitoreo de agua subterránea, esto aguas abajo de ambas celdas del *RESA*.

Cabe destacar que en agosto de 2008 fue clausurado por las autoridades competentes, la causa principal fue que el *RESA* operaba de forma irregular, sin embargo, para el 14 de octubre de 2009 reabrieron el sitio luego de que la empresa Grupo Contadero se amparó y alegó que el municipio carecía de facultades para cerrar al *RESA* (La Jornada, 2009). En consecuencia, dichos sucesos ocurridos dejan una incógnita e incertidumbre sobre la operación inicial del *RESA* y la certeza de que este funcionen en condiciones ambientales óptimas, suceso de gran importancia para la presente investigación debido al impacto que un sitio de estas magnitudes puede generar al agua subterránea que lo subyace.

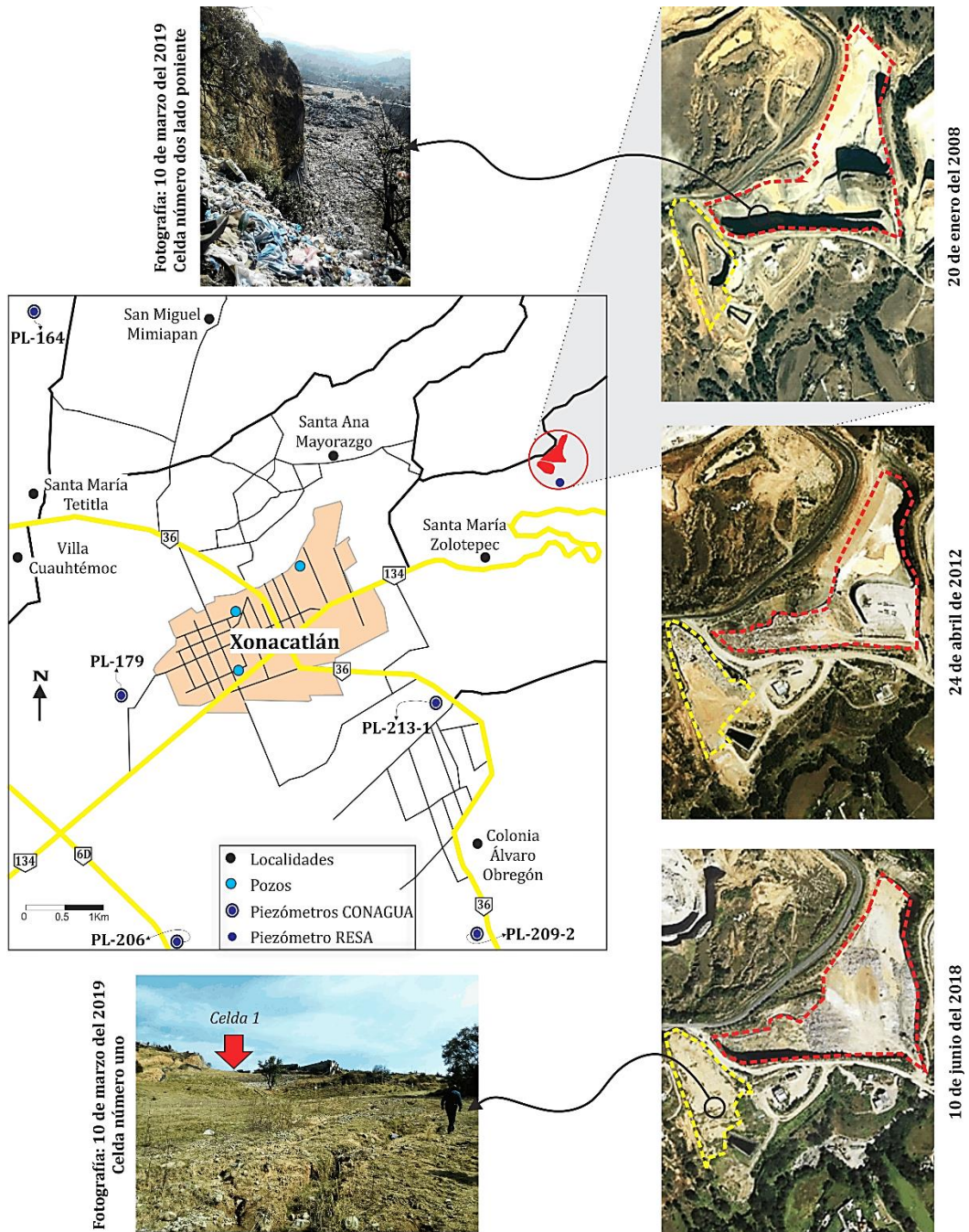


Figura 5.8 Ubicación del Sitio 7 RESA Xonacatlán. Se distingue la evolución espacial y temporal del sitio. Con línea discontinua color amarillo se indica la celda número uno, seguido de la celda dos con línea color rojo. Además, se muestra el croquis de acceso, la ubicación de pozos profundos, el piezómetro del RESA y los piezómetros de la CONAGUA.

h) Sitio 8 Zinacantepec

El municipio de Zinacantepec se localiza al poniente del Valle de Toluca. Colinda con los siguientes municipios: al norte con Almoloya de Juárez; al este con Toluca; al sur con Coatepec Harinas y al oeste con Temascaltepec, el municipio cuenta con una superficie de 313.23 km². La cabecera municipal se emplaza sobre las coordenadas (UTM) x: 422778 y: 2132352 y se eleva a una altitud de 2,750 msnm. El municipio presenta tres tipos de relieve, la parte plana al oriente, ocupada por asentamientos humanos, una parte media constituida por lomeríos de las faldas del Nevado de Toluca y la parte alta que se ubica en la zona suroriente en las cercanías del cráter del Nevado de Toluca que alcanza los 4,310 msnm.

Dentro del municipio se emplaza el *Sitio 8 RESA Zinacantepec*, sitio que a partir del año 2007 cuenta con los permisos correspondientes de operación y que anualmente se renuevan con la Secretaría del Medio Ambiente, para dar cumplimiento con la NOM-083-SEMARNAT-2003 (El Sol de Toluca, 2018b). El sitio es operado por iniciativa privada, manejado por la empresa MASERA Mantenimientos y Servicios Ambientales S.A. de C.V.

En términos geológicos y de acuerdo con el informe sobre el Estudio de Impacto Ambiental, que la empresa MASERA S.A. de C.V. presentó a la Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación del Agua, Suelo y Residuos especifica que, de acuerdo con el estudio geofísico y geotécnico, el terreno donde se emplaza el *RESA* está compuesto por depósitos volcánicos de arcilla de baja permeabilidad.

Con respecto a la adquisición de datos y caracterización del sitio, se gestionó vía oficios con la empresa MASERA S.A. de C.V para solicitar información. Asimismo, se basó en trabajos previos como tesis, artículos y noticias, además se sostuvo reuniones con la Dra. María del Consuelo Hernández Berriel profesora investigadora del Instituto Tecnológico de Toluca, especialista en tema del manejo de los residuos sólidos, que facilitó información acerca de éste *RESA* derivado de algunas investigaciones que han realizado sobre el sitio. De manera que, de acuerdo con Marín (2015), el sitio comenzó a operar como tiradero a cielo abierto desde 1989. En 2005 la SEMARNAT detectó los problemas de contaminación ambiental en los terrenos aledaños, los ejidatarios de lugar firmaron un convenio de asociación con la empresa MASERA, con el objetivo de sanear y operar el sitio tal como lo indica la NOM-083-SEMARNAT-2003 para el beneficio de la comunidad.

Así pues, en mayo del 2007 la empresa *MASERA* solicita autorización en materia de impacto ambiental para la construcción de dos celdas de disposición final de residuos sólidos en el municipio de Zinacantepec, en una superficie de 18,446.40 m² y clausura del sitio anterior “tiradero a cielo abierto” con una superficie de 20,889.72 m² de un predio con superficie total de 67,288.63 m² (Figura 5.9). Por consiguiente, el sitio cuenta con una Celda Saneada (Cs) que en su momento se dispuso de 545,500 toneladas de residuos las cuales fueron depositadas por encima del nivel original del terreno con un espesor de 12 a 15 m de residuos, el cual recibió residuos desde 1989 y fue hasta el 2007 cuando se le dio saneamiento, terminándose éste en 2008 (Díaz *et al.*, 2017).

Por lo tanto, a partir del año 2008 hasta la actualidad el sitio ha operado en cuatro celdas conforme a lo establecido en la NOM-083-SEMARNAT-2003, la celda número uno con capacidad de 250,000 ton que inició operaciones en 2008 y se clausuró en 2009, la celda número dos para 290,000 ton de capacidad que operó desde 2010 hasta 2012, la celda número tres con capacidad de 480,000 ton que operó de 2013 hasta el 2014 y la celda número cuatro la cual no se conocen sus datos de disposición además de su vida útil, sin embargo cumple con las características de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003 para disponer en ella (Marín, 2015). En la actualidad se encuentran operando nuevas celdas dentro del *RESA*, asimismo se proyecta que el sitio alcance su crecimiento hacia la zona oriente.

Según los datos de PC (2017), el sitio es considerado sitio tipo A debido al ingreso de 150 ton/día de residuos sólidos. El *RESA* cuenta con cuatro fosas recolectoras de lixiviados, dos compactadores, retroexcavadoras cargadoras además de una excavadora hidráulica mediana, materiales y equipos empleados para la operación adecuada del *RESA*, también cuentan con alrededor 50 personas (pepenadores) que realizan tareas de extraer materiales reciclables.

Según reportes presentados por El Sol de Toluca (2018b) y El Gráfico (2018), redactan que los ejidatarios y pobladores de las comunidades aledañas al sitio se han manifestado en múltiples ocasiones para pronunciarse en contra de operaciones del *RESA*, “*para reprochar que la funcionalidad del basurero ha ocasionado daños a los mantos acuíferos y a sus tierras*” asimismo, se manifiesta que “*El problema es que no se hace el tratamiento adecuado de las aguas residuales y todo sigue dando hacia los cultivos*” afectando sus tierras. Motivo por el cual el sitio fue incluido a la lista de sitios de disposición final a evaluar.

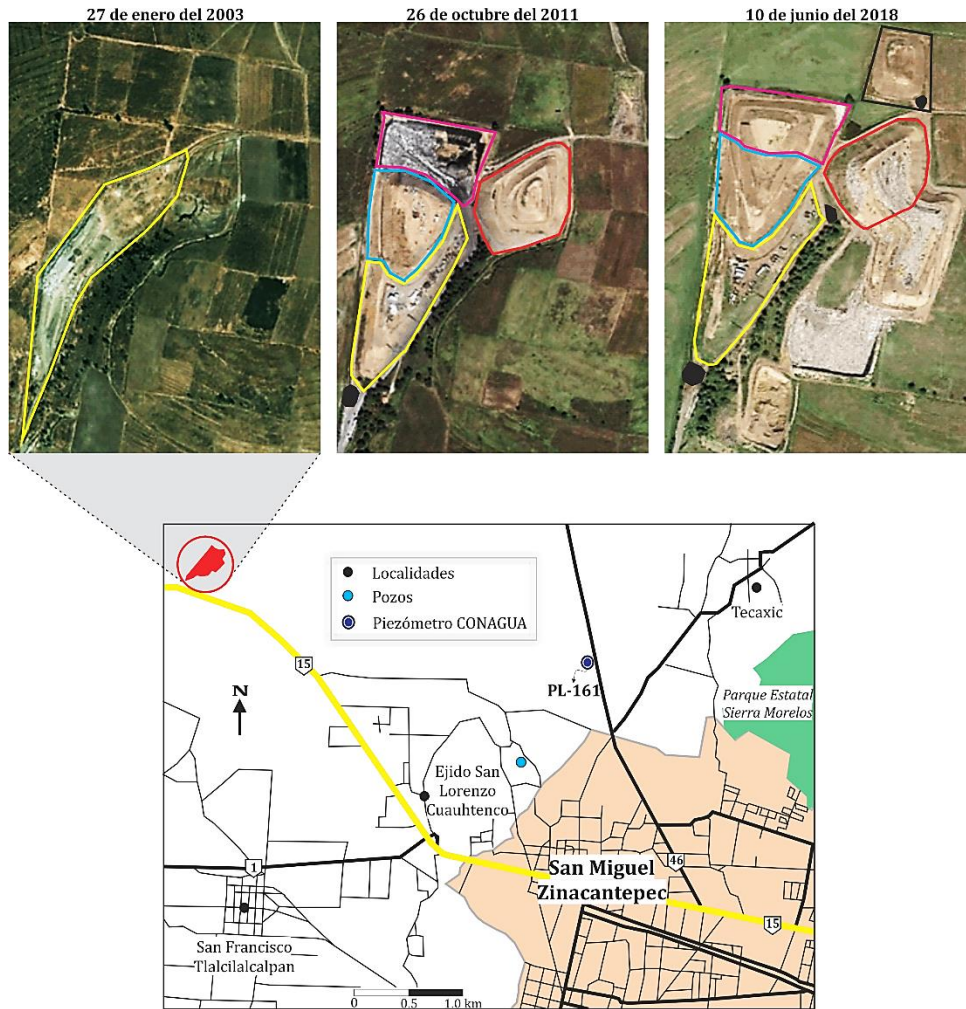


Figura 5.9 Ubicación del Sitio 8 RESA Zinacantepec. Se distingue con línea amarilla el antiguó tiradero a cielo abierto y lo que ahora es la celda saneada (Cs). La línea roja se señala la Celda 1, con línea azul se muestra la Celda 2, la línea rosa corresponde a la Celda 3 y la línea negra abarca la Celda 4. Además, en el croquis de ubicación se muestra un pozo profundo y el piezómetro de la CONAGUA.

5.2.3 Obtención de concentraciones de Cl^- en los ocho sitios de disposición final

El sitio de disposición final *No. 1 Almoloya del Río*, considerado sitio controlado ha operado durante 22 años en dos áreas distintas, sin embargo, para la presente investigación se ocupó como objeto de estudio la segunda sección debido a la disponibilidad de datos derivados de estudios previos, el sitio en estudio inició operaciones a principios del 2013 y actualmente sigue en funciones. El lixiviado generado en el sitio se acumula sobre la base sin ningún tipo de medidas contra filtraciones, por lo cual genera la descarga de lixiviados libremente hacia los alrededores y el fondo del vertedero (Torres, 2016).

Por su parte Torres (2016), en su trabajo de investigación instaló lisímetros de libre drenado y dispositivos de succión entre los residuos depositados sobre esta área de estudio los cuales permitieron captar lixiviados, indicando que puede ser una alternativa para la recuperación de muestras de lixiviado que permitan evaluar el impacto que pudieran generar éstos sobre el ambiente. De modo que, la concentración de Cl^- en el lixiviado fue de 2459 mg/l sobre la base del sitio de disposición final (se consideró la concentración más alta registrada en los resultados de monitoreo de lixiviados de Torres, (2016)). Por lo tanto, el sitio de disposición final de residuos sólidos plantea serias amenazas al agua subterránea.

El sitio de disposición final *No. 2 Calimaya*, catalogado por las autoridades como sitio controlado ha operado durante 14 años en dos áreas distintas, en ambas sin ningún tipo de revestimiento sobre la base de este que impida que los lixiviados se liberen hacia la superficie natural del suelo, para la presente investigación se consideró puntualmente el sitio que se emplaza sobre el socavón de aproximadamente 15 m de profundidad y que ha operado durante 12 años. La concentración de Cl^- fue de 2000 mg/l determinada a partir de los rangos y valores establecidos en la literatura por diferentes autores, tomando como referencia los rangos en los que comúnmente se encuentra este parámetro y la edad del sitio de disposición final (Tablas 2.1, 2.2 y Figura 4.3).

El sitio de disposición final *No. 3 Capulhuac*, considerado sitio no controlado inicialmente comenzó operaciones siendo un sitio donde se practicaba la lombricomposta comunitaria toda vez que recibía y que actualmente sigue recibiendo residuos de animales procedentes de la matanza para la realización de barbacoa, la cual años más tarde se convertiría en un tiradero

a cielo abierto, en tanto con esta evolución y derivado del mal manejo del sitio, éste no cuenta con las medidas necesarias de recubrimiento en el subsuelo que evite la filtración de lixiviados de forma directa hacia la superficie natural del suelo, de manera que el sitio lleva operando como tiradero a cielo abierto alrededor de 11 años.

La concentración de Cl^- se estableció de 2500 mg/l valor que se determinó conforme a la edad del sitio y los rangos a los que comúnmente se encuentra este parámetro (Tablas 2.1, 2.2 y Figura 4.3). Asimismo, se estableció tomando como referencia las características similares sobre el tipo de residuos que se deposita dentro de la zona del Valle de Toluca, y especialmente comparándolo con datos reportados de García (2011) y Gómez-Beltrán (2014) quienes evaluaron un sitio de disposición final con prácticas y características similares al tipo de residuos que se deposita y está ubicado a 13 km en línea recta.

El sitio de disposición final *No. 4 Metepec*, actualmente se encuentra clausurado pero que sigue siendo considerado como una fuente puntual contaminante del aire, suelo y agua de la zona que circunda al sitio. El sitio se localiza dentro de las inmediaciones de la zona urbana del municipio de Metepec, rodeado por núcleos de población, escuelas, centros comerciales, universidades, pozos profundos de agua potable y actualmente en las inmediaciones del sitio el crecimiento poblacional sigue en desarrollo.

En tanto, tomando como referencia los trabajos de investigación realizados por Magallón (2007), Morales (2008) y Moreno (2008), quienes desarrollaron proyectos de investigación en este sitio y construyeron diferentes puntos de observación como piezómetros y pozos de biogás, con el objetivo de realizar muestreos de lixiviados generados por este sitio. La concentración de cloruros se estableció 2074 mg/l sobre la base del vertedero, tomando en cuenta lo reportado en el pozo de monitoreo de biogás *PB12* que registra dicha concentración, además que el pozo de biogás es característico de la zona dónde escurría el mayor volumen de lixiviados generados por el sitio (Morales, 2008). Asimismo, se pudo obtener puntos de observación a profundidad de piezómetros instalados en zonas aledañas al sitio, los puntos de observación fueron los piezómetros *PZ7* y *PZ8* los cuales reportan concentraciones de Cl^- del orden de 100 a 2000 mg/l en estos puntos cercanos al *PB12*. El detalle de la ubicación en las que se sitúan se describe más adelante en los modelos conceptuales de cada uno de los sitios evaluados en este trabajo.

El sitio de disposición final *No. 5 Mexicaltzingo*, catalogado como sitio no controlado es derivado de un socavón donde se extraía materiales pétreos, y actualmente cuenta con un tiradero a cielo abierto y una laguna de lixiviados donde escurren parte de los lixiviados generados del sitio. Así pues, de acuerdo con los trabajos previos de investigación realizados en este sitio por García (2011) y Gómez-Beltrán (2014), se definió la concentración de Cl^- en la base del sitio de disposición final.

De esta forma, la concentración de Cl^- se definió en 2547 mg/l sobre la base del sitio. La concentración se adquirió del pozo de biogás ubicado al centro del sitio identificado como *Lix12m* (García, 2011). También, se consideró la concentración reportada en la laguna de lixiviados con un valor de 2486 mg/l reportado en los análisis hechos por Gómez-Beltrán (2014). La ubicación de los puntos antes mencionados se especifica en las siguientes etapas de este trabajo en el apartado de modelos conceptuales de cada uno de los sitios.

Por su parte el *Sitio 6 RESA San Antonio la Isla*, se ubica sobre una zona crítica donde existen y predominan materiales pétreos como arena y grava, los cuales dentro de la hidrogeología son considerados materiales de media a alta permeabilidad. Al mismo tiempo, y de acuerdo con las deficiencias de manejo y recolección de lixiviados identificadas a través de un análisis de imágenes satelitales y recorridos en campo, se logró visualizar fugas de lixiviado sobre los bordes del recubrimiento de la celda No. 3 y que escurren libremente hacia el suelo natural sin ningún tipo de recubrimiento los cuales pueden ser una amenaza para el agua subterránea. Con respecto a la celda número tres inició operaciones a finales del 2015 y actualmente sigue en funcionamiento.

Con base a lo anterior, se logró un acercamiento con la empresa encargada del *RESA*, asimismo se realizaron una serie de oficios donde se solicitaba información acerca de la composición fisicoquímica de los lixiviados y con ello conocer o establecer la concentración de Cl^- en este apartado, sin embargo bajo varios intentos no se logró respuesta alguna, por lo tanto se recurrió a establecer dicho valor con base en lo reportado en la literatura tomando como base la edad de la celda, en efecto la concentración de Cl^- se estableció en 2000 mg/l considerando datos de las Tablas 2.1, 2.2 y Figura 4.3. Asociado a lo documentado por varios autores, de que comúnmente se encuentran mayores concentraciones en los lixiviados más jóvenes.

El Sitio 7 *RESA Xonacatlán*, cuenta con obras de ingeniería civil para el manejo y disposición final de los residuos, sin embargo, de acuerdo con información recopilada de diferentes medios se juzga la certeza de que este haya funcionado en su primera etapa en condiciones ambientales óptimas refiriéndose puntualmente sobre la celda uno, que inició operaciones a finales de 2007 y que clausurará a principios de 2016, por lo cual la celda número uno fue objeto de estudio en este trabajo. Por consiguiente, se emitieron oficios a la empresa para solicitar información acerca de los análisis fisicoquímicos de los lixiviados para conocer y establecer las concentraciones de *Cl*, sin embargo no se tuvo respuesta por parte de la empresa, así pues, se procedió a el análisis de la edad de la celda uno, asociado con los valores reportados por la literatura fue así como se estableció una concentración de *Cl* de 2000 mg/l considerando las Tablas 2.1, 2.2 y Figura 4.3 y la edad de la celda uno.

El Sitio 8 *RESA Zinacantepec*, en el pasado fue un tiradero a cielo abierto el cual funcionó alrededor de 16 años, para el 2005 se asignaron medidas de saneamiento y posteriormente se convertiría en *RESA*. De acuerdo con, María del Consuelo Hernández Berriel profesora e investigadora especialista en el tema quien han trabajado con éste *RESA*, menciona que “*el sitio no fue saneado al 100% como se hubiese esperado y esto debido a la extensión de residuos que se había depositado por años*”, por lo cual la celda saneada es objeto de estudio en este trabajo, debido a que la celda saneada no contó con ningún recubrimiento en la base.

De acuerdo con Marín (2015) y Díaz (2016), documentan el análisis fisicoquímicos de los lixiviados generados de todas las celdas del *RESA Zinacantepec*, los cuales se recolectan en dos fosas, siendo la Fosa uno donde se recoge el lixiviado de la celda en estudio, sin embargo, los resultados no incluyen el *Cl* pero si reportan valores de *pH* del orden de 8.25 - 8.65 que de acuerdo con Kjelsen *et al.* (2002) y Castrillón *et al.* (2010), es característico de lixiviados próximos a la etapa de maduración y se puede afirmar considerando el criterio de Farquhar (1989) y Fatta *et al.* (1999), que corresponde a lixiviados procedentes de un vertedero con más de 20 años de edad. En tanto, para determinar la concentración de *Cl* con base al *pH* se consideró una similitud con lo reportado por Magallón (2007); Morales (2008) y Moreno (2008), en el vertedero de Metepec que reportaron valores de *pH* similares, además que las características en las que operaron ambos sitios fueron similares. De manera que, el valor se estableció de 2000 mg/l de *Cl* tomando como referencia los factores antes mencionados.

Tabla 5.2 Resumen de la caracterización de contaminación realizada para los ocho sitios de disposición final de residuos sólidos considerados en este estudio.

No. del Sitio	Nombre	^{a)} Tipo de sitio	Ton/día	^{b)} Clasificación	^{c)} Edad (años)	Concentración Cl ⁻ (mg/l)
1	Almolya del Río	Sitio Controlado	7	Tipo "D"	6	2459
2	Calimaya	Sitio Controlado	44	Tipo "C"	12	2000
3	Capulhuac	Sitio No Controlado	30	Tipo "C"	11	2500
4	Metepec	Clausurado	---	----	1979 - 2007	2074
5	Mexicaltzingo	Sitio No Controlado	19	Tipo "C"	34* 10**	2547 2486
6	San Antonio la Isla	Relleno Sanitario	225	Tipo "A"	10	2000
7	Xonacatlán	Relleno Sanitario	1049	Tipo "A"	10	2000
8	Zinacantepec	Relleno Sanitario	150	Tipo "A"	29***	2000

a) Tipo de sitio de disposición final de residuos de acuerdo con la NOM-083SEMARNAT-2003; SC, SNC y RESA

b) Para efectos de la NOM-083-SEMARNAT-2003, los sitios de disposición final se categorizan de acuerdo con la cantidad de toneladas de residuos que ingresan por día.

c) La edad del sitio de disposición final fue establecida con base a una amplia revisión bibliográfica

* la edad del sitio de disposición final correspondiente al Sitio 5 Mexicaltzingo

** la edad que tiene la laguna de lixiviados correspondiente al Sitio 5 Mexicaltzingo

*** la edad que tiene en la actualidad la celda saneada correspondiente al Sitio 8 Zinacantepec, por lo tanto, se puede especificar que del 1989-2005 fue un tiradero a cielo abierto y de 2008-2009 funciono como celda saneada

5.3 CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO DE LOS SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL

Las variables que determinan el presente epígrafe están integradas por cuatro rubros, cada uno de estos se desarrolla para cada *SDFRS*, en términos de: i) Características litológicas de la *ZNS*, ii) Determinación de la profundidad del nivel freático y el espesor de la *ZNS*, iii) Modelo conceptual hidrogeológico local de cada *SDFRS* y iv) Adquisición de parámetros hidráulicos del perfil litológico representativo de cada *SDFRS*.

En primera instancia, se describen las características litológicas que subyacen a los *SDFRS*, con el objetivo de obtener el perfil representativo del sitio haciendo énfasis sobre el tipo de material y espesor de cada estrato. La identificación y determinación de estas variables, se derivó de información recolectada de aproximadamente 200 cortes litológicos existentes y adquiridos sobre el Valle de Toluca además de recorridos en campo.

En segundo término, se estableció la profundidad del nivel freático además del espesor de la *ZNS* con base en información de estudios previos, en tanto, los sitios que no contaban con estudios previos se examinaron mapas del nivel estático del Acuífero del Valle de Toluca, al mismo tiempo se investigaron datos de piezómetros aledaños a cada *SDFRS*, estudiando todas las sondas, pero considerando las más profundas >100 m.

En tanto, previamente al uso de la modelación numérica fue necesario establecer un modelo conceptual del sistema, que consideró aspectos físicos de los *SDFRS* haciendo énfasis en la *ZNS*, la base de cada *SDFRS* y la profundidad del nivel freático. Así pues, la tercera parte estuvo dirigida en la construcción de modelos conceptuales, el propósito de construir un modelo conceptual es simplificar los problemas que se relacionan con la gran variedad de datos de campo que se asocian al análisis del sistema y que, por medio del uso de un modelo conceptual, podrían ser analizados más fácilmente (Anderson y Woessner, 1992). En la cuarta parte, se estimaron los parámetros hidráulicos empleando los códigos de computadora *ROSETTA* (Schaap *et al.*, 2001) y *RETC* (van Genuchten *et al.*, 1991). Ambos códigos ofrecieron resultados similares, la diferencia principal al ejecutar ambos paquetes se encuentra en el número de iteraciones. No obstante, fue posible estimar parámetros como: θ_r , θ_s , α , n , l y K_s para cada substrato presente en el perfil del subsuelo. A continuación, se describe cada una de las secciones anteriormente mencionadas para cada *SDFRS*.

5.3.1 Sitios de disposición final de residuos sólidos: Vertederos

i). *Sitio Controlado Almoloya del Río*

Características litológicas de la zona no saturada

Fue necesario conocer el perfil litológico representativo que se ubica debajo de este sitio de disposición final, por lo cual se consideró la información reportada por Torres (2016) y estudios previos desarrollados sobre la zona donde se emplaza el sitio (Expósito, 2012; Hancox *et al.*, 2010), asimismo se corroboró con las columnas litológicas de los piezómetros localizados en el área de estudio PL-109 y PL-106 de la CONAGUA, además de los cortes litológicos que reportan los pozos del Sistema Lerma que se sitúan en el área.

De ahí que, el perfil litológico se integró de dos materiales granulares: uno correspondiente arena con grava y otro de arena con arcilla y limo (Figura 5.10 y Tabla 5.3). El estrato más superficial, que se sitúa debajo de los residuos, es decir en el fondo del sitio de disposición final, se integra principalmente de arena y grava. Por debajo de éste, se identificó uno de menor permeabilidad constituido de una combinación de arena, arcilla y limo. Finalmente, se ubicó en el fondo del sitio de disposición un estrato de arena con grava (Torres, 2016).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Los niveles de las cargas hidráulicas profundas obtenidas de los piezómetros PL-106 y PL-109-1, muestran que los niveles piezométricos en esta parte del acuífero han oscilado entre 10 y 25 m bajo la superficie del terreno en el periodo de tiempo de 1968-2017, con un ritmo de abatimiento de 0.09 y 0.10 m/año respectivamente tomando en cuenta la sonda I siendo ésta la más profunda.

Bajo los argumentos antes expuestos, es posible afirmar que el espesor de la zona no saturada debajo del Sitio Controlado Almoloya del Río podría ser de al menos 30 m ya que el socavón tiene una profundidad de 15 m (Figura 5.10), asimismo, se corrobora apegándose a los datos publicados en estudios previos del sitio y del Acuífero del Valle de Toluca (Garfias *et al.*, 2008; Torres, 2016 y CTAEM, 2018).

Modelo conceptual del perfil litológico del Sitio Controlado Almoloya del Río

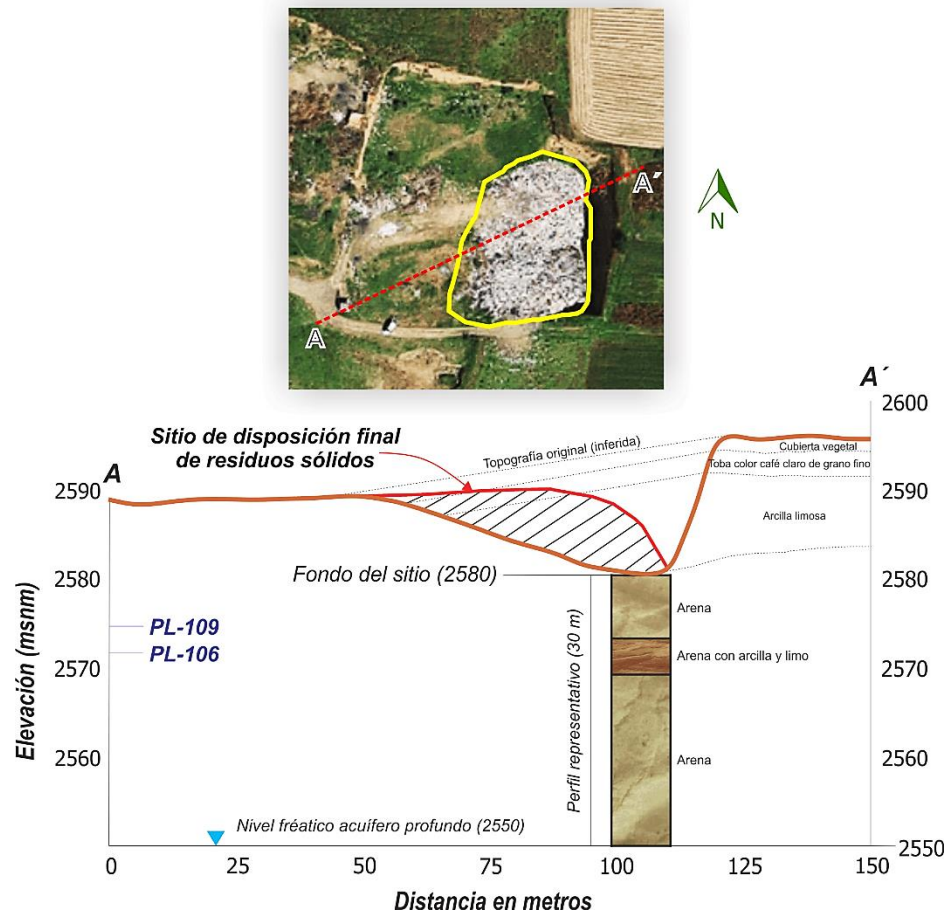


Figura 5.10 Modelo conceptual del perfil litológico, el corte transversal A-A' fue definido de acuerdo con información de Torres (2016). La secuencia litológica que aflora en la pared del socavón fue determinada a través de observaciones y análisis en campo.

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.3 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico debajo del Sitio Controlado Almoloya del Río (Fuente: Torres (2016)).

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arena	7	0.045	0.43	14.5	2.68	7.128	0.5
Arena con arcilla y limo	4	0.1	0.39	5.9	1.48	0.314	0.5
Arena	19	0.045	0.43	14.5	2.68	7.128	0.5

ii). *Sitio Controlado Calimaya*

Características litológicas de la zona no saturada

Para obtener el perfil litológico representativo del Sitio Controlado Calimaya, se analizó los datos reportados por Expósito (2012), el perfil litológico perteneciente al piezómetro PL-142 de CONAGUA ubicado a 1.5 km al oriente en línea recta del sitio, con una elevación de 2670 msnm, de la misma forma con varios recorridos en campo se logró identificar los materiales y unidades litológicas que afloran en la zona de estudio con la finalidad de complementar la información. En los recorridos se visitaron minas de materiales pétreos situados en los alrededores del sitio, se logró observar principalmente materiales de origen volcánico arenas, gravas, lapilli, pómez de espesores considerables y una capa subsuperficial de suelo de arcilla con pómez lo cual es aprovechado en la zona para la agricultura (Figura 5.11 y Tabla 5.4).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Considerando las cargas hidráulicas profundas reportadas por el piezómetro PL-142, señala que los niveles piezométricos en esta parte del acuífero han oscilado de 55 y 65 m bajo la superficie del terreno en el periodo de tiempo de 1968-2017. Considerando la posición geográfica del sitio, aunado a que el nivel del agua subterránea está relacionado con el relieve topográfico, se sospecha que el espesor de la zona no saturada debajo del sitio podría ser cercano a los 100 m, sumado que el socavón tiene una profundidad de 15 m (Figura 5.12).



Figura 5.11 Mina de materiales pétreos ubicada a 250 m al suroeste del sitio controlado Calimaya. Se observaron dos unidades litológicas, abajo se tiene un horizonte grueso de arena con grava y peñascos U_1 , y sobreyace un horizonte de toba arcillosa U_2 .

Modelo conceptual del perfil litológico del Sitio Controlado Calimaya

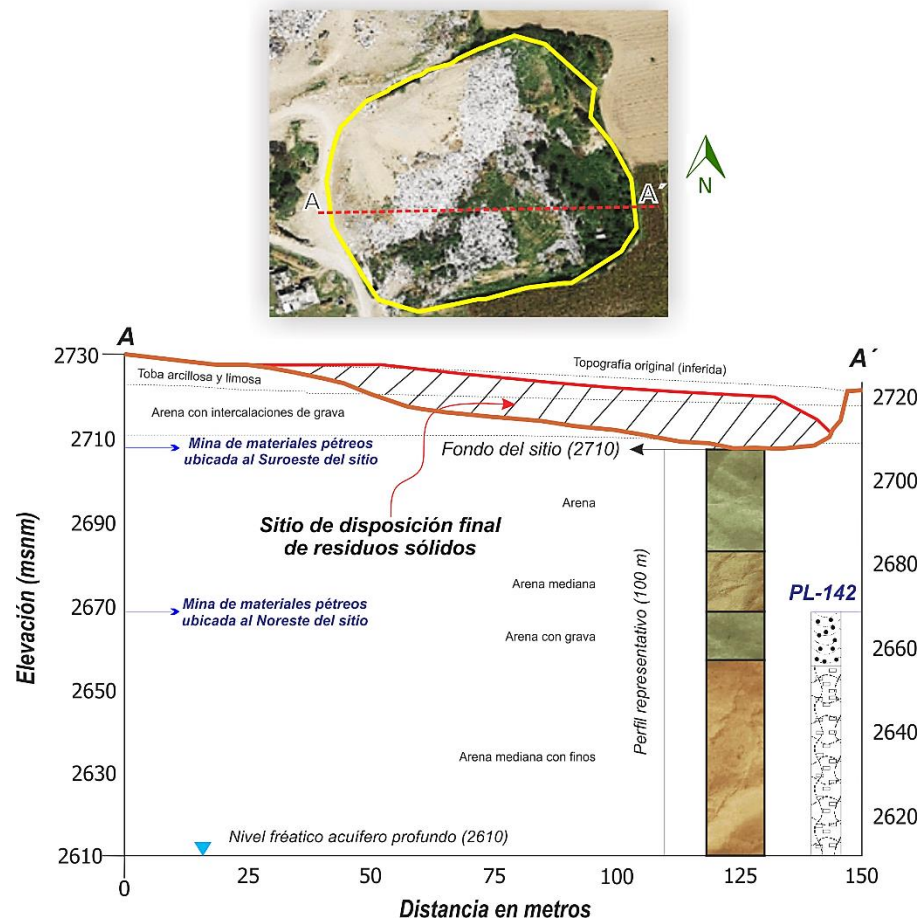


Figura 5.12 Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A' se inferió con base a la información del piezómetro PL-142 de la CONAGUA, así como de los datos constatados en campo donde se analizaron los afloramientos geológicos de la zona.

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.4 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio Controlado Calimaya. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de la textura del material.

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arena	25	0.045	0.43	14.5	2.68	7.1	0.5
Arena mediana	15	0.052	0.37	3.3	3.55	8.3	0.5
Arena con grava	11	0.051	0.37	3.3	3.98	11.1	0.5
Arena media con finos	49	0.047	0.38	3.7	3.76	9.1	0.5

*iii). Sitio No Controlado Capulhuac****Características litológicas de la zona no saturada***

Para la construcción del perfil litológico representativo del Sitio No Controlado Capulhuac, se ocupó analizar columnas litológicas reportadas por dos pozos profundos y dos piezómetros ubicados cerca de la zona de estudio. Las columnas reportadas por Expósito (2012), en los piezómetros PL-120 y 122 de la CONAGUA, el primero se ubica a 750 m al suroeste del sitio con una elevación de 2,575 msnm y el segundo se localiza a 300 m al noroeste del sitio con una elevación de 2,573 msnm.

En tanto, los pozos profundos ubicados en la zona de estudio pertenecen al Sistema Lerma que aporta agua en el Travase de cuenca a la Ciudad de México, dichos pozos son reportados en el manual de operación del sistema Lerma de agua potable y específicamente pertenecen al (Ramal-Sur), Subregión: Lerma Sur, Ramal: Tlazala. El pozo identificado con número de registro No. 22 se ubica a 160 m al sureste del sitio con una elevación de 2,580 msnm y el segundo Pozo con No. 129, se ubica a 150 m al noroeste del sitio con una elevación de 2,580 msnm.

Por consiguiente, los resultados del análisis hecho a las columnas antes mencionadas, arroja en el predominio de materiales de grano fino que dominan la zona de estudio, además es importante mencionar que el sitio se localiza sobre una zona plana donde aproximadamente en un radio de 1.5 km no presenta elevaciones predominantes. Así pues, se estableció el perfil representativo del sitio con cuatro capas de distintos materiales (Figura 5.13 y Tabla 5.5).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Las cargas hidráulicas reportadas por las sondas profundas obtenidas de los piezómetros PL-120 y PL-122, muestran que los niveles piezométricos en esta parte del acuífero han oscilado entre 15 y 25 m bajo la superficie del terreno en el periodo de tiempo de 1968-2017. Considerando que el sitio y los piezómetros se emplaza sobre zona plana es posible estimar que el espesor de la zona no saturada debajo del sitio podría ser de 25 m.

Modelo conceptual del perfil litológico del Sitio No Controlado Capulhuac

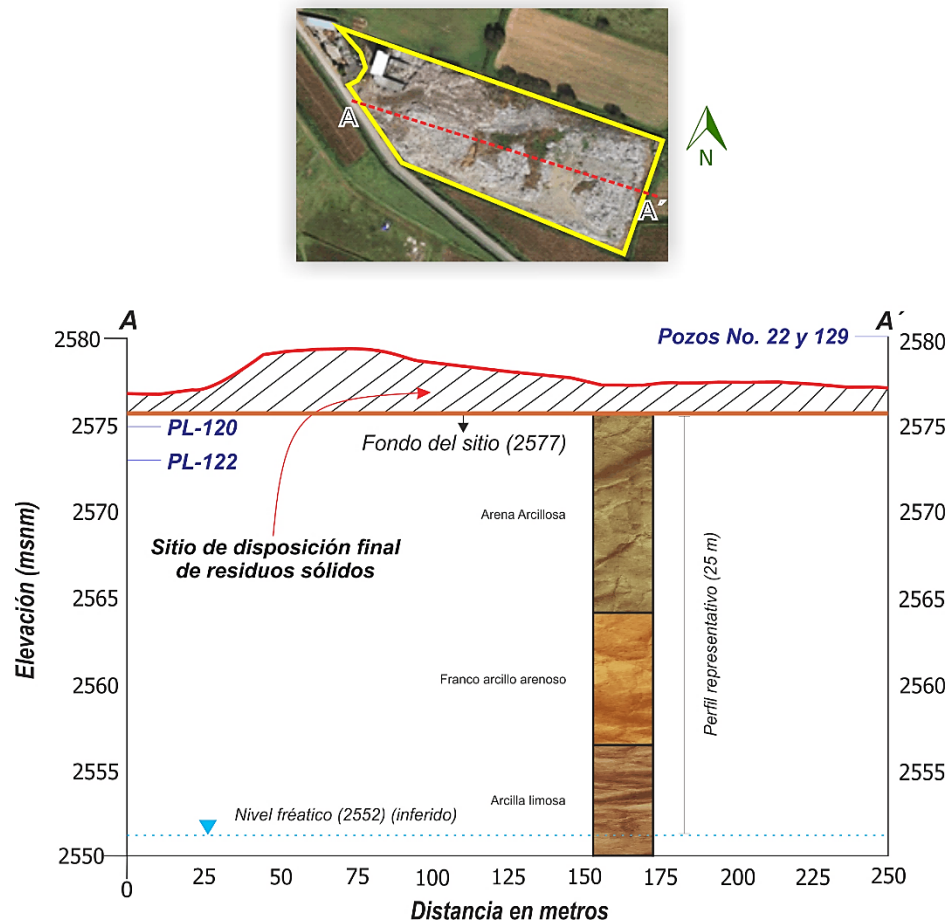


Figura 5.13 Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A' se determinó con base a las columnas estratigráficas de los pozos No. 22 y 129 del Sistema Lerma y se corroboró con la información de los piezómetros PL-120 y PL-122 de la CONAGUA.

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.5 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio No Controlado Capulhuac. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de la textura del material.

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arena arcillosa	12	0.057	0.41	12.4	2.28	3	0.5
Franco arcilloso, arenoso	8	0.1	0.39	5.9	1.48	0.314	0.5
Arcilla limosa	5	0.07	0.36	0.5	1.09	4.8×10^{-3}	0.5

*iv). Sitio Clausurado Metepec****Características litológicas de la zona no saturada***

Para conocer el perfil litológico representativo del sitio, fue parte fundamental la revisión extensa de los estudios de geofísica, así como la recopilación y análisis de perforaciones realizadas hasta una profundidad de 30 m y 75 m en estudios previos realizados en el sitio. Con base a la información reportada por Morales (2008) y Moreno (2008), se estableció para este estudio el perfil litológico de la zona hasta una profundidad de 75 m, los cuales definen la variación respecto de la profundidad y la composición granulométrica de cada espesor. Así pues, con base a lo anterior se determinó un perfil litológico en la dirección noreste hacia noroeste compuesto por siete estratos (Figura 5.14 y Tabla 5.6).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Para determinar el nivel freático del sitio se consideró la información reportada por Morales (2008) y Moreno (2008), además se tuvo en consideración las cargas hidráulicas profundas reportadas por el PL-140, indicando que el nivel del agua subterránea en esta parte del acuífero ha fluctuado a una profundidad de 27 y 35 m por debajo del terreno en el periodo de tiempo de 1968-2017.

Por su parte, Morales (2008) y Moreno (2008), en sus respectivos trabajos de investigación reportan que en la parte norte y noroeste del sitio de estudio se detectó el probable inicio del nivel freático en el sitio de estudio a una profundidad de 20 o 21 m. Sin embargo, con la presencia de bombes de pozos profundos identificados en la zona de estudio y en general del Acuífero del Valle de Toluca, el nivel estático del sistema ha generado grandes descensos, los cuales se tiene bien documentados en las lecturas registradas en los piezómetros de la CONAGUA (CTAEM, 2018).

En definitiva, tomando en cuenta el nivel del terreno del sitio y considerando las cargas hidráulicas del piezómetro PL-140, de forma general, se estima que el nivel estático del acuífero en esta zona se aproxima a una profundidad estimada de 60 m (Moreno, 2008), de modo que, es posible asimilar que el espesor de la zona no saturada en la parte noroeste del sitio es de aproximadamente 60 m.

Modelo conceptual del perfil litológico del Sitio Clausurado Metepec

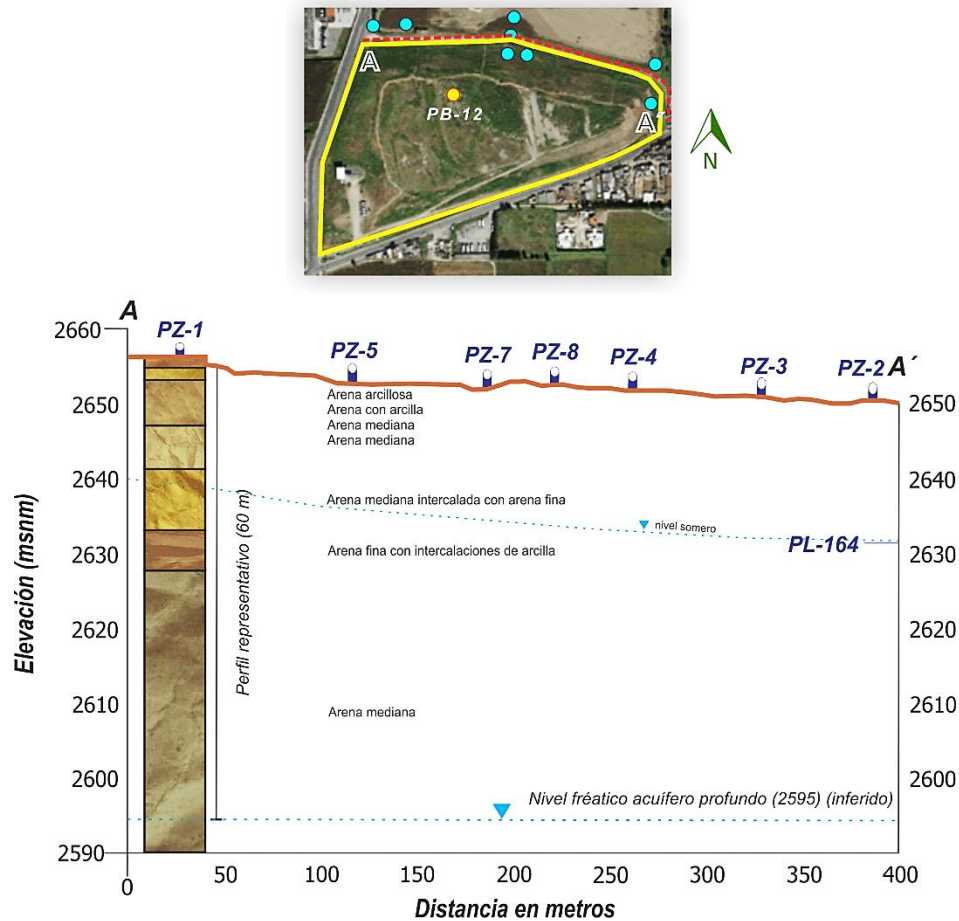


Figura 5.14 Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A' fue definida con base al análisis de datos obtenidos en estudios previos referentes a geofísica y estratigrafía derivadas de perforaciones reportadas en Morales (2008) y Moreno (2008).

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.6 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio Clausurado Metepec. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos) reportados en Morales (2008).

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arena arcillosa	1.2	0.0629	0.3661	2.48	2.1828	1.81	0.5
Arena con arcilla	1.8	0.0622	0.367	2.56	2.4113	2.63	0.5
Arena mediana	6.1	0.0575	0.3711	2.95	3.3836	7.70	0.5
Arena mediana	5.4	0.0573	0.3712	2.96	3.407	7.84	0.5
Arena mediana con finos	8.3	0.1	0.3645	2.32	1.7065	0.61	0.5
Arena fina con arcilla	5.2	0.0638	0.3651	2.38	1.8759	0.95	0.5
Arena mediana	32	0.0575	0.3711	2.95	3.3836	7.70	0.5

v). *Sitio No Controlado Mexicaltzingo*

Características litológicas de la zona no saturada

El perfil litológico representativo del sitio se obtuvo a partir de lo reportado por García (2011) y Gómez-Beltrán (2014), quienes desarrollaron trabajos de investigación en el sitio y obtuvieron datos litológicos a partir de perforaciones realizadas, entre las que destacan una perforación profunda llegando hasta 30 m empleando dos técnicas, la primera por percusión llegando a 15 m y los 15 m restantes utilizando la técnica de hidráulica rotatoria, a las cuales se adaptó un muestreador donde colectaron las muestras (Gómez-Beltrán, 2014).

A partir de estos trabajos se adquirió el perfil litológico representativo del sitio, el cual consta de 11 estratos alcanzando a una profundidad de 27.6 m, dentro del perfil litológico se observó el predominio de arenas con gravas, arenas limosas y gravas mal graduadas. Por otra parte, es importante señalar que para el presente trabajo únicamente se consideraron las capas que se identificaron por debajo del sitio de disposición final (Tabla 5.7).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Las cargas hidráulicas obtenidas del piezómetro PL-118, muestran que los niveles en esta parte del acuífero han descendido drásticamente, debido a que años atrás en éste emanaba el agua y para la actualidad los niveles han descendido 18 m bajo la superficie del terreno en el periodo de tiempo de 1968-2017, teniendo un ritmo de abatimiento observado de 0.39 m/año.

De acuerdo con García, (2011) y Gómez-Beltrán, (2014) en sus trabajos de investigación se halló que a los 24.60 y 25.20 m era posible localizar el nivel freático que subyace al sitio de disposición final. Considerando lo anterior, aunado a que el socavón se ubica cinco metros debajo de la superficie, de forma general se estima que el nivel del acuífero se aproxima a una profundidad de 15 m por debajo de la base del sitio. De modo que, se puede concebir que el espesor de la zona no saturada del sitio es de 15 m (Figura 5.15).

Modelo conceptual del perfil litológico del Sitio No Controlado Mexicaltzingo

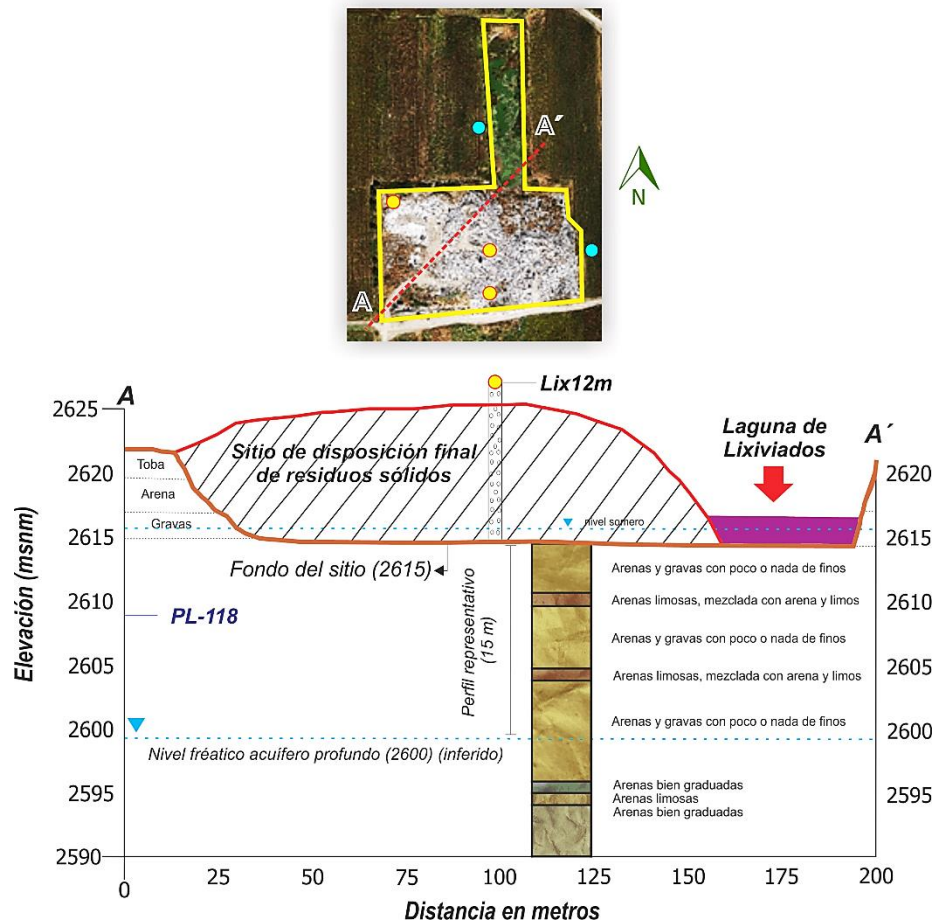


Figura 5.15 Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A' fue definida con información de García (2011) y Gómez-Beltrán (2014). La secuencia litológica que aflora en las paredes fue determinada a través de observaciones y análisis en campo.

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.7 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del Sitio No Controlado Mexicaltzingo. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s fueron analizados de García, (2011).

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arenas y gravas	4	0.1	0.38	5	2	0.68	0.5
Arenas limosas, con arena y limos	1	0.038	0.39	4.4	2.5	0.12	0.5
Arenas y gravas	5	0.045	0.38	3.8	3.4	1.65	0.5
Arenas limosas, con arena y limos	1	0.040	0.38	4.2	2.7	8×10^{-2}	0.5
Arenas y gravas	4	0.044	0.38	3.9	3.2	1.52	0.5

Hasta la sección anterior, se han descrito y analizado los *SDFRS* correspondientes a sitios controlados y no controlados, que a pesar de ser catalogados de esta forma por las autoridades competentes, cabe señalar que ninguno de los sitios anteriores cuenta con alguna obra de ingeniería civil que pueda gestionar de forma eficaz el manejo y/o disposición adecuado de los residuos, de ahí que, de acuerdo con la investigación realizada se puede concluir que estos sitios son tiraderos y/o botaderos a cielo abierto con dimensiones considerables, que no cuentan con ninguna medida de protección ambiental que se pueda asemejar a las de un *RESA*, además de no cumplir con la normatividad correspondiente en cuestión.

5.3.2 Sitios de disposición final de residuos sólidos: Rellenos Sanitarios

Por otra parte, a continuación se describen los sitios correspondientes a *RESA*, por lo cual es importante mencionar que su momento se tuvo acercamientos con las empresas encargadas de su operación y al mismo tiempo se solicitó información vía oficios, además de repetidos correos electrónicos solicitando antecedentes acerca de los estudios geológicos y geotécnicos enfocados a la caracterización previa del sitio, sin embargo no se tuvo respuesta alguna, por lo cual se acudió a los departamentos e instalaciones de la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de México, donde se solicitó información vía transparencia acerca de los respectivos Estudios de Impacto Ambiental de estos sitios, a lo cual se tuvo acceso a dichos documentos.

Por lo tanto, la información referida a la obtención del perfil litológico representativo de cada Relleno Sanitario fue obtenida y analizada de los respectivos Estudios de Impacto Ambiental pertenecientes a los apartados: estudios geológicos, geofísicos y geotécnicos de cada uno de los tres rellenos sanitarios, adicionalmente la información se completó con perfiles de pozos profundos y piezómetros de la CONAGUA aledaños a cada sitio.

vi). Relleno Sanitario San Antonio la Isla

Características litológicas de la zona no saturada

El *RESA* se emplaza sobre una zona en la que superficialmente afloran depósitos aluviales, constituidos por arenas limo arcillosas de consistencia muy firme. Estos materiales dominan el perfil litológico representativo del sitio, producto de los depósitos volcánicos de tipo piroclástico denominados lahares, constituido por grava empacada en arena limosa, que afloran en los lomeríos que se encuentran al poniente y muy próximos al *RESA*.

Por su parte, para determinar las características litológicas de los depósitos del subsuelo que subyacen al sitio, en particular las características de los materiales, se consideró lo reportado en el Informe del Estudio de Impacto Ambiental, en el cual se reportan tres sondeos de tipo exploratorio a seis metros de profundidad sobre la periferia del *RESA*, además se reporta uno más, la perforación de un pozo de monitoreo *PM2*, que se ubicó dentro del propio *RESA*.

Por consiguiente, tomando como base el informe y complementando la información con los perfiles litológicos obtenidos de los piezómetros de la CONAGUA PL-143 y PL-142 ubicados a 1.5 km respectivamente del sitio, el primero situado al poniente y el segundo al oriente, se logró obtener el perfil litológico representativo del sitio (Figura 5.16 y Tabla 5.8).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Como parte del Estudio de Impacto Ambiental del 2011, presentado por la empresa La Estación de San Antonio, S. A. de C.V, se informa acerca de una campaña de monitoreo del nivel del agua subterránea en la zona, para lo cual censaron pozos del municipio de San Antonio la Isla dichos pozos se ostentan a 30 y 300 m de profundidad. En tanto, los resultados arrojados indican que la profundidad del nivel estático se encuentra relacionado con el relieve topográfico, siendo que la profundidad se incrementa hacia las partes altas y generalmente disminuye hacia los valles.

De manera que, en condiciones normales (sin alterar el relieve topográfico) el nivel estático de la zona de San Antonio la Isla se valoró entre 53 y 57 m de profundidad. Sin embargo, específicamente para la zona donde se emplaza el *RESA* la profundidad del nivel estático es de aproximadamente 20 m, de modo que, este debería encontrarse a mayor profundidad, pero como el relieve topográfico ha sido modificado por el hombre para obtener agregados para la construcción explotando el tajo de materiales pétreos hasta una profundidad de aprox. 40 m, por consecuencia el nivel del agua es más somero, de ahí que, se puede inferir que el espesor de la zona no saturada que subyace al sitio es de 20 m (Figura 5.16).

Modelo conceptual del perfil litológico del Relleno Sanitario San Antonio la Isla

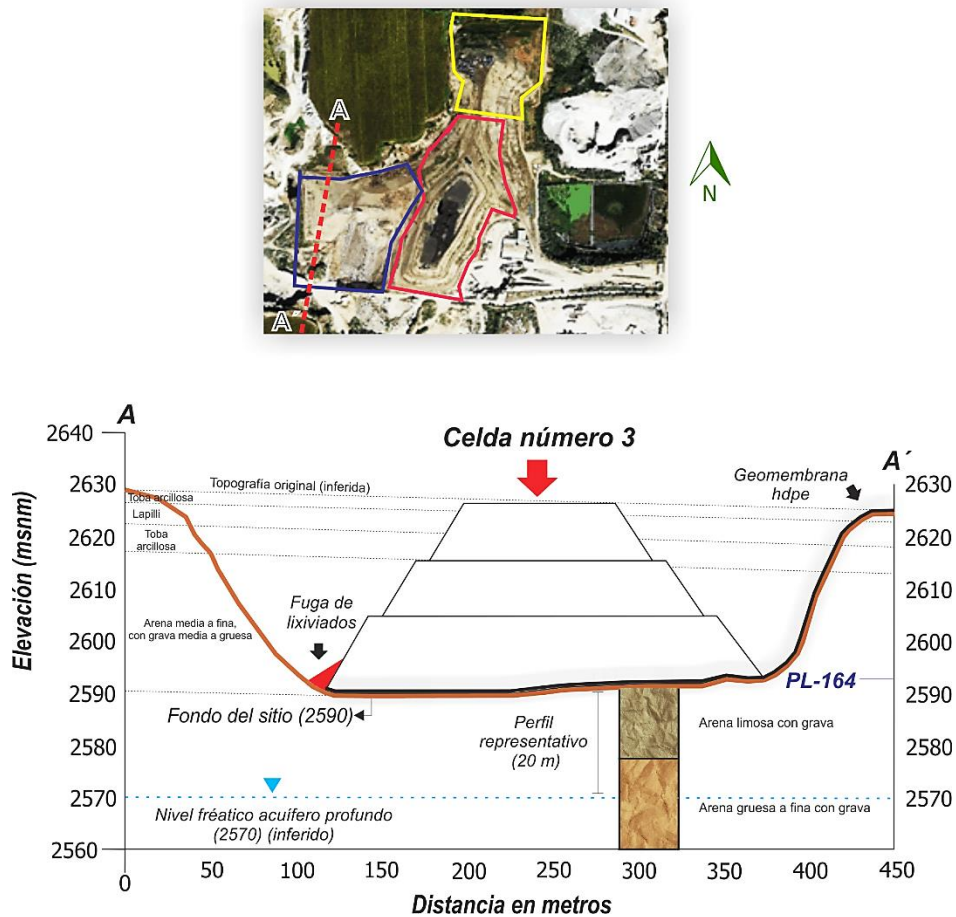


Figura 5.16 Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A' fue determinada a partir de la información reportada en el Estudio de Impacto Ambiental (2007), apartado de geología, geofísica y geotecnia, completando los datos con recorridos en campo, además se consideró el perfil del PL-143 de la CONAGUA.

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.8 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del RESA San Antonio la Isla. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s fueron analizados del Estudio de Impacto Ambiental (2007).

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arena limosa con grava	13.30	0.025	0.40	4.6	1.4	1×10^{-2}	0.5
Arena gruesa a fina con grava	16.70	0.034	0.39	4.8	2.0	1.86	0.5

vii). *Relleno Sanitario Xonacatlán*

Características litológicas de la zona no saturada

De acuerdo con la información reportada en el Estudio de Impacto Ambiental, el sitio reporta la identificación de las características litológicas superficiales y por debajo del ahora *RESA*, derivado de la aplicación diversos métodos geofísicos, sondeos mecánicos y reconocimiento de afloramientos en el sitio. Así pues, para esta sección se analizó la información reportada por los sondeos mecánicos realizados al interior del socavón, de manera que se logró obtener el perfil litológico a 15 m de profundidad del actual Relleno Sanitario.

A su vez, se consultó información adicional a los perfiles litológicos de los piezómetros PL-164 y PL-179 de la CONAGUA aledaños al sitio, con el fin de complementar y obtener un reconocimiento del perfil litológico característico de la zona a mayor profundidad. De esta forma, el perfil litológico definido para este *RESA* quedó conformado de ocho capas de distintos materiales granulares (Figura 5.17 y Tabla 5.9).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Con base en el estudio “Selección del sitio para la perforación de pozos de monitoreo de las aguas subterráneas en el sitio del relleno sanitario Xonacatlán, Estado de México”, se intuyó el nivel del agua subterránea. Por medio de información reportada en dos mapas, el primero determina la dirección del flujo subterráneo del Valle de Toluca y el segundo señala la profundidad del nivel estático que abarcan el sitio de estudio, asimismo de verificar los piezómetros aledaños al sitio PL-164 y PL-179 se determinó que la elevación a la que se emplaza el nivel estático en la zona del *RESA* es de 2,550 msnm.

Bajo los aspectos antes expuestos y considerando que la celda de estudio número uno cuenta con un socavón de alrededor de 70 m, se puede inferir que el espesor de la zona no saturada debajo de la Celda número uno podría ser de 82 m, apegándose a lo informado por el Estudio de Impacto Ambiental y el estudio anteriormente citado (Figura 5.17).

Modelo conceptual del perfil litológico del Relleno Sanitario Xonacatlán

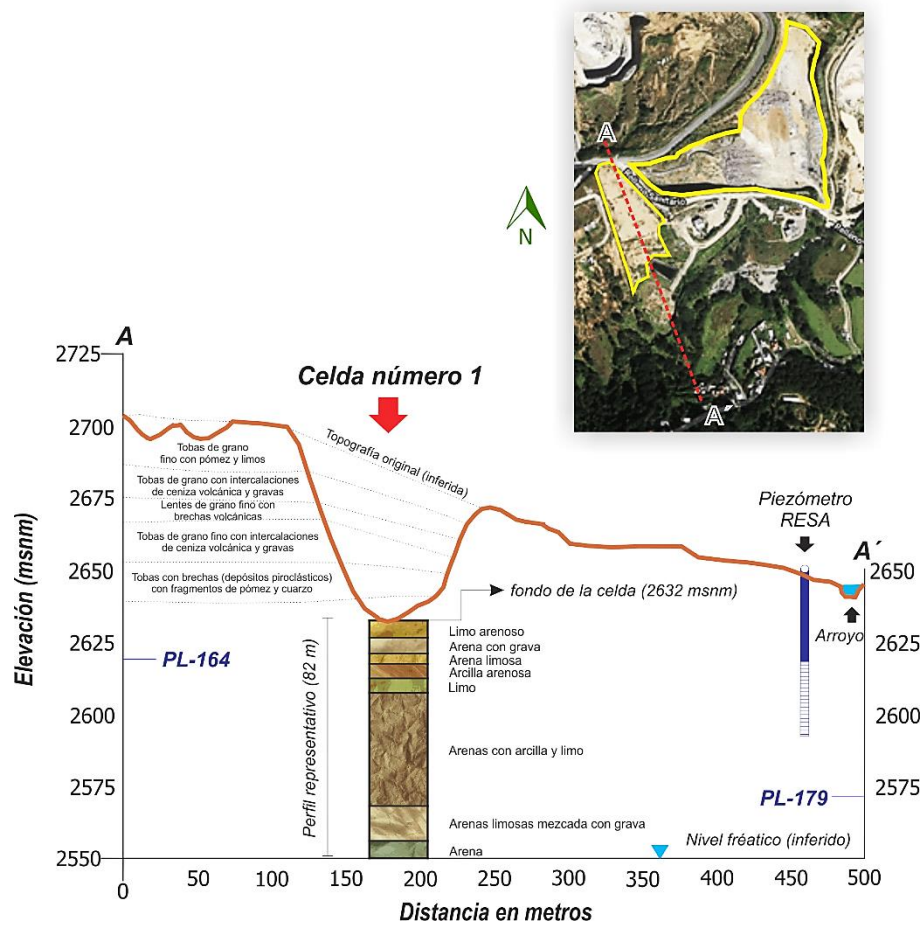


Figura 5.17 Modelo conceptual del perfil litológico, en donde la sección A-A' fue determinada a partir del Estudio de Impacto Ambiental (2007) y (2013), además de recorridos en campo y visitas al sitio, de igual forma se consideraron los PL-164 y PL-179 de la CONAGUA.

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.9 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del RESA Xonacatlán. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s se derivaron del Estudio de Impacto Ambiental.

Material	Espesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Limo arenoso	6	0.029	0.47	0.64	1.6	0.15	0.5
Arena con grava	5.8	0.051	0.37	3.3	3.9	11.1	0.5
Arena limosa	3.2	0.023	0.41	3.7	1.4	1.98	0.5
Arcilla arenosa	5	0.1	0.38	2.7	1.2	2.8×10^{-2}	0.5
Limo	5	0.034	0.46	1.6	1.3	6×10^{-2}	0.5
Arena con arcilla y limo	39	0.1	0.39	5.9	1.4	0.134	0.5
Arena limosa con grava	13	0.040	0.38	4.3	2.7	3.77	0.5
Arena	5	0.045	0.43	14.5	2.68	7.1	0.5

viii). Relleno Sanitario Zinacantepec***Características litológicas de la zona no saturada***

Tomando como referencia los reportes geológicos y geofísicos presentados en el Estudio de Impacto Ambiental realizado al antiguo basurero que quedó por debajo del actual *RESA*, se enfatizó en la información reportada por los trabajos de exploración en campo, la cual hace referencia a cuatro pozos a cielo abierto y dos sondeos tipo penetración estándar, de esta forma se logró identificar y obtener el perfil litológico representativo que subyace al sitio.

Al mismo tiempo, se consultaron dos cortes litológicos correspondientes a un pozo profundo denominado “San Luis Mextepec” y el piezómetro con clave PL-161 de la CONAGUA, los cuales se localizan próximos al sitio, la verificación de estas dos variables se realizó con el objetivo de comparar, verificar y retroalimentar el perfil. Por su parte, de acuerdo con el Estudio de Impacto Ambiental, indica que los materiales detectados durante las campañas de exploración geofísica y geotécnica constituyen arcillas limosas, son materiales de diferentes granulometrías, aunque predominantemente finos. Por lo tanto, se identificaron cuatro tipos de materiales que subyacen al sitio (Figura 5.18 y Tabla 5.10).

Determinación de la profundidad del nivel freático y espesor de la zona no saturada

Considerando el mapa de flujo de agua subterránea y el mapa de profundidad el nivel estático realizado en el Valle de Toluca, además de consultar el mapa de flujo de del agua subterránea para el Acuífero del Valle de Toluca reportado por CTAEM (2018), se detectó la cota de nivel del agua subterránea que abarca a la zona de estudio.

Por lo cual, se establece que la zona donde se emplaza el *RESA* se sitúa una cota de nivel estático próxima a los 2,670 msnm, tomando en cuenta que el vertido de los residuos en la Celda Saneada se emplazó a una cota topográfica de 2,730 msnm. Bajo los argumentos antes expuestos, se puede inferir que el nivel del agua subterránea se encuentra a 60 m debajo de la celda número uno, así pues, se consideró que el espesor de la zona no saturada puede ser de 60 m (Figura 5.18).

Cabe señalar, que los piezómetros, pozos profundos además de otras variables empleadas en la construcción del perfil litológico y fijados sobre cada uno de los modelos conceptuales, no están a escala, únicamente se le atribuye su elevación (*msnm*) a la cual se sitúan.

Modelo conceptual del perfil litológico del Relleno Sanitario Zinacantepec

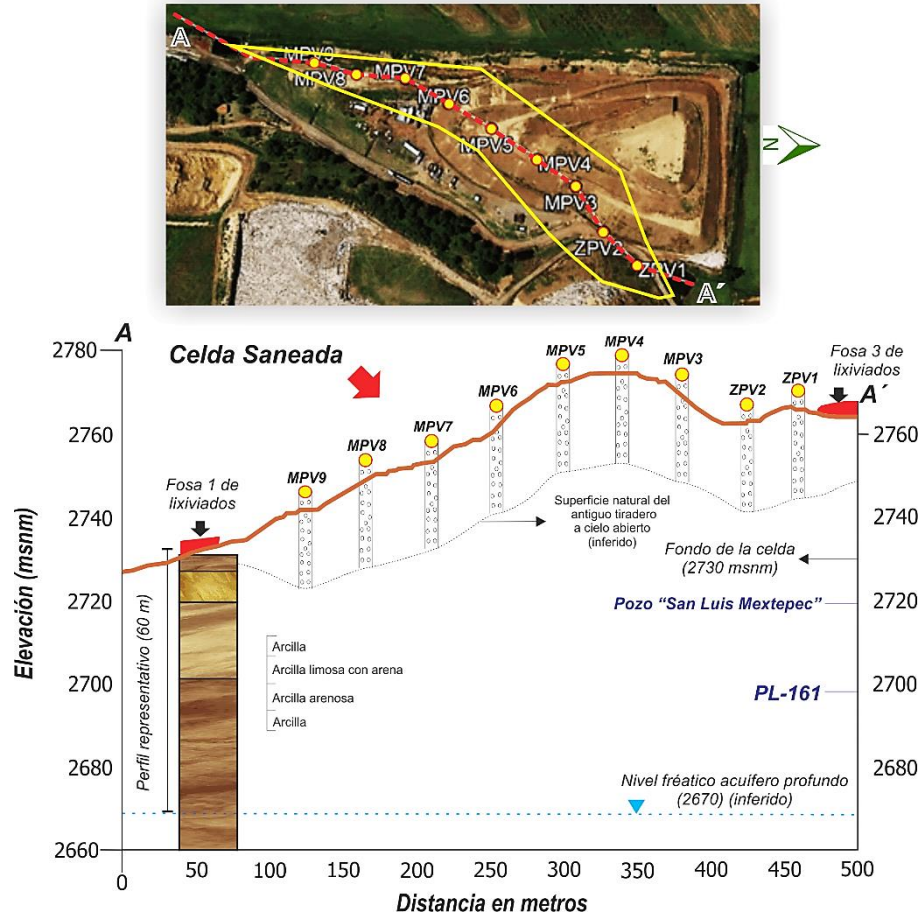


Figura 5.18 Modelo conceptual del perfil, en donde la sección A-A' fue determinada a partir de información reportada en el Estudio de Impacto Ambiental (2007). Además, se infirió la base de la celda saneada tomando como referencia los nueve pozos de biogás que se ubican sobre la celda y que tienen una profundidad de 20 metros (Marín, 2015).

Adquisición de los parámetros hidráulicos del perfil litológico

Tabla 5.10 Valores de los parámetros hidráulicos asociados al perfil litológico del RESA Zinacantepec. Estimados en ROSETTA y RECT a partir de porcentajes de finos (arenas, arcillas y limos), los valores de K_s fueron analizados del Estudio de Impacto Ambiental.

Material	Esesor de la capa (m)	θ_r (-)	θ_s (-)	α (1/m)	n (-)	K_s (m/d)	l
Arcilla	5	0.098	0.45	1.5	1.2	3.8×10^{-2}	0.5
Arcilla limosa con arena	7	0.080	0.45	0.6	1.5	6.1×10^{-2}	0.5
Arcilla arenosa	18	0.1	0.38	2.7	1.2	2.8×10^{-2}	0.5
Arcilla	30	0.068	0.38	0.8	1.09	4.8×10^{-2}	0.5

5.4 MODELACIÓN Y SIMULACIÓN NUMÉRICA: CONFIGURACIÓN Y CÁLCULO

En este subíndice se describen las configuraciones numéricas en *ID* para modelar el flujo y transporte, las cuales se ejecutaron en el paquete *HYDRUS-ID* (Simunek *et al.*, 2005) sobre los sitios de disposición final. En primera instancia mediante la implementación de modelos conceptuales simplificados que trataron de representar de forma real el sistema, se consideró una impulsión constante que generan este tipo de sitios, interactuando directamente con la zona no saturada. Para establecer la configuración numérica y las condiciones iniciales y de frontera en el paquete, se recurrió al modelo conceptual del problema de flujo y transporte establecido en la Figura 4.4 del capítulo antecedente, considerando una concentración inicial posicionada sobre la base de cada sitio, tomando como referencia los modelos conceptuales mostrados anteriormente, así pues, se establecieron los criterios de configuración y cálculo con el objetivo de ajustar las condiciones del sitio lo más apegado a la realidad.

De manera que, el flujo se simuló mediante el modelo clásico de la ecuación de Richards (1931), mientras que el transporte de solutos se resolvió mediante el modelo de equilibrio físico considerando el dominio de soluto conservador adherido a procesos de advección-dispersión. Por consiguiente, en este apartado los resultados obtenidos se examinan de forma cuali- y cuantitativa, teniendo en cuenta que la aplicación del modelo es únicamente una herramienta que coadyubó en la evaluación del riesgo. Las configuraciones realizadas y descritas en esta sección se sustentan al final de esta sección.

5.4.1 Preprocesamiento de datos: Domino del modelo

Procesos Principales

El paquete *HYDRUS-ID* simula el flujo de agua, transporte de soluto y calor, captación de agua de la raíz y su crecimiento. No obstante, para fines de esta investigación únicamente se establecieron las opciones de flujo de agua y transporte de soluto.

Configuración de la geometría del perfil

En *HYDRUS-ID* se puede definir la geometría del modelo. Es decir, primero la cantidad de estratos litológicos, la profundidad total del perfil litológico y las unidades [L], estas variables se configuran en el cuadro de información de geometría. Para fines de este estudio, se utilizaron de tres a ocho diferentes estratos del subsuelo de acuerdo con los diferentes perfiles

litológicos descritos en cada uno de los sitios. La profundidad total de cada perfil varió para cada sitio, presentando valores de 15 hasta 100 m de profundidad (*ver subíndice anterior*).

En términos de definir el nivel freático se consideró las características del acuífero regional, por lo tanto, se estableció como un acuífero tipo libre, no obstante, a escalas locales de trabajo se puede idealizar como un sistema acuífero único multicapa. Las dimensiones del perfil litológico, así como la profundidad del nivel freático fueron debidamente consideradas y definidas con el objeto de tener un área de estudio perfectamente delimitada (Figura 5.19). También, se especificó el movimiento de humedad en una dirección, este tipo de modelación consideró que la humedad parte principalmente en dirección vertical dentro de la zona no saturada. De manera que, se seleccionó un límite de flujo cero como el límite lateral y un límite de flujo uno referido al flujo en la dirección vertical del movimiento de humedad.

Discretización espacial y temporal

Un aspecto fundamental de los modelos numéricos es la representación del mundo real, por medio de la discretización de los volúmenes de los materiales. Es decir, los volúmenes generados utilizando el método del elemento finito, se les denomina elementos (Reilly y Harbaugh, 2004). La exactitud en los resultados del modelo está limitada por el tamaño de los poros = volúmenes discretizados. De esta forma, fue necesario adaptar el dominio del problema por un dominio discretizado, que para este caso consistió en un arreglo de diferencias finitas y los volúmenes que se generaron son llamados nodos.

El paquete *HYDRUS-1D* discretiza por defecto el perfil del subsuelo en 100 elementos finitos (*FE*) que incluyen 101 nodos. Esta discretización predeterminada fue apropiada para este estudio, de modo que las condiciones hidrodinámicas asumidas en el modelo se establecieron de la siguiente forma: la malla empleada se dividió en 101 nodos para cada perfil. El método de diferencias finitas se utilizó para seleccionar el tamaño de paso óptimo del modelo, el paso de tiempo inicial fue de 1×10^{-4} días, el paso de tiempo mínimo fue de 1×10^{-5} días y el paso de tiempo máximo fue de 5 días, esta configuración se consideró para todas las modelaciones. Como primer escenario se modeló el periodo de tiempo en que el sitio ha estado activo, marca el año de inicio y culmina hasta el año actual (2019), seguido de una simulación de un futuro cercano establecido para el año (2025), en el cual asumió la posteridad del sitio en el que muy probablemente seguirá siendo operado ver Tabla 5.11 y Figuras 5.23a-5.31a.

Tabla 5.11 Periodos de modelación y simulación para cada uno de los SDFRS a evaluar. El tiempo señalado en cada sitio se ajustó de acuerdo con el tiempo de operación y proyección de estos. El tiempo establecido se puede consultar en el epígrafe 5.1.2.

<i>Periodos de tiempo en la corrida del modelo (años)</i>		
<i>Sitio</i>	<i>Modelación</i>	<i>Simulación y proyección</i>
<i>No. 1 Almoloya del Río</i>	<i>2013 – 2019</i>	<i>2019 – 2025</i>
<i>No. 2 Calimaya</i>	<i>2007 – 2019</i>	<i>2019 – 2025</i>
<i>No. 3 Capulhuac</i>	<i>2008 – 2019</i>	<i>2019 – 2025</i>
<i>No. 4 Metepec</i>	<i>1979 – 2007</i>	<i>2007 – 2019</i>
<i>No. 5 Mexicaltzingo</i>	<i>1985 – 2014</i>	<i>2014 – 2019</i>
<i>No. 6 San Antonio la Isla</i>	<i>2008 – 2019</i>	<i>2019 – 2025</i>
<i>No. 7 Xonacatlán</i>	<i>2008 – 2019</i>	<i>2019 – 2025</i>
<i>No. 8 Zinacantepec</i>	<i>2008 – 2019</i>	<i>2019 – 2025</i>

Flujo de agua

Modelo de propiedades hidráulicas:

La predicción del flujo y transporte de contaminantes a través de la zona no saturada requiere el conocimiento de las funciones hidráulicas del subsuelo no saturado, específicamente la función de la conductividad hidráulica $k(h)$ y a función de retención de agua del suelo $\theta(h)$. El paquete *HYDRUS-1D* describe la relación entre el contenido de humedad, la presión de succión y la conductividad hidráulica empleando tres modelos: i) el modelo van Genuchten, (1980), ii) las ecuaciones modificadas de van Genuchten (Vogel y Cislérova, 1988) y iii) Brooks y Corey, (1964). Para este trabajo, se optó por emplear las ecuaciones empíricas de van Genuchten (1980) sin histéresis, debido a su amplio uso y la cantidad reducida de parámetros. La descripción del modelo se puede consultar en el apartado 2.1.2.

Por consiguiente, a fin de representar cada uno de los materiales del perfil litológico en cada sitio, se realizó un análisis acerca de la textura de cada estrato, como se describió en el subíndice anterior. Como primer enfoque, se emplearon las ecuaciones del modelo de van Genuchten (1980). Estas expresiones (Ecuaciones 2.7 y 2.8) se describieron en la sección 2.1.2. Los parámetros de la formulación de van Genuchten (1980) se calcularon a partir del conocimiento de la textura del substrato y de las proporciones de arena, limo y arcilla para ciertos sitios que contaban con este tipo de información. Dichas proporciones se ingresaron al programa informático *ROSETTA* (Schaap *et al.*, 2001) para su análisis y conocimiento de los parámetros hidráulicos (θ_r , θ_s , α , n , K_s , y l).

En segundo plano, se ejecutó el código de ajuste de la curva de retención y optimización de parámetros *RETC* (van Genuchten *et al.*, 1991) que ajusta los modelos de Brooks y Corey (1964) (Ecuaciones 2.9 y 2.10). De modo que se usó *RETC* para refinar valores de $(\theta_s, n \text{ y } l)$, derivados de analizar los datos de conductividad conocidos en algunos sitios, mientras que para los sitios que carecían del valor de K_s se empleaban los valores determinados mediante el enfoque anterior.

Desafortunadamente, lo anterior no es posible cuando los datos son limitados. Por esta razón, como tercer enfoque se asistió al Catálogo de Suelos, que proporciona parámetros hidráulicos para 12 clases de diferente textura del subsuelo *USDA* derivadas de Carsel y Parrish, (1988). Por consiguiente, los valores se presentan en las Tablas 5.3 – 5.10. En tanto, K_s es un valor medido en campo para los sitios No. 1, 4, 5, 6, 7 y 8. Por su parte, el valor K_s y demás parámetros hidráulicos para los sitios No.2 y 3 se estimaron con ayuda de los códigos informáticos antes mencionados.

Finalmente, la tortuosidad $(\tau) = l$ es un factor adimensional, en un rango de 0.3 a 0.7 para la mayoría de los suelos (van Genuchten y Wierenga, 1976). Por su lado Bear (1972), sugiere que el valor de 0.67 es el mejor para materiales granulares. Sin embargo, varios autores como; Bruckler *et al.* 2002; Kosugi y Inoue, (2002); Mermound y Xu, (2006), en los últimos años han sugerido un valor promedio de l o $(\tau) = 0.5$ introducido por Mualem (1976).

Condiciones de frontera: flujo de agua

En virtud de que el modelo es unidimensional, sólo tiene dos extremos para establecer las condiciones de frontera (Figura 5.19). En la parte superior, ésta representa el estancamiento de agua en la superficie del suelo y se refiere a una presión constante en toda la simulación, dicha condición superior (Tipo 2) constituye el dominio del modelo simulado. En otras palabras, la impulsión neta en la frontera superior es la carga de lixiviado generado en los sitios de disposición. A pesar de que *HYDRUS-1D* tiene incorporado un módulo para asumir condiciones atmosféricas en las que pueden intervenir eventos hidrológicos, no se empleó esta configuración, debido a que el objeto de estudio es únicamente la zona no saturada y se asume en la configuración y modelación que los factores atmosféricos no aplican dentro de la simulación. Esto se debe a que el cálculo de la carga constante se realizó por separado haciendo gran énfasis sobre la base de los sitios de disposición final.

La frontera inferior se estableció como de “*drenaje libre*” (Tipo 1) (Figura 5.19). En la documentación del programa *HYDRUS-ID* se explica que este tipo de frontera se aplica cuando el nivel freático está por debajo del límite inferior del dominio de simulación. Bajo estas condiciones, se asume que en la frontera el gradiente es unitario. Cabe aclarar que establecer la frontera inferior como un gradiente unitario se establece que el nivel freático para cada uno sitios de disposición final está ubicado muy por debajo del perfil.

Transporte de Solutos

El propósito de simular el transporte de soluto fue para obtener una estimación cualitativa de su comportamiento y estimar las características evolutivas en forma cuantitativa de un frente contaminante, el soluto fue sometido a un proceso de advección-dispersión desarrollado en primera instancia por el lixiviado que se genera en estos sitios. Así pues, se establecieron esquemas de comportamiento a futuro de la fuente que muy probablemente se puedan tener.

Aquí es importante señalar que, para los *SC* y *SNC* en la configuración numérica se asumió que carecen de infraestructura para la contención de lixiviados, es decir, que no cuentan con ninguna protección sobre la base que pueda contener los lixiviados y se infiltren al subsuelo tal como operan en la realidad. Por su parte, en los *RESA* se estableció que contaban con una geomembrana sobre la base de estos, asumiendo el recubrimiento en la parte inferior.

Información general

Bajo este submenú de preprocesamiento se puede definir el modelo de transporte, el esquema de ponderación de tiempo, el esquema de ponderación de espacio y algunos otros parámetros. Para el presente trabajo, se empleó el modelo de transporte en Equilibrio Físico (detalles del modelo en el *apartado 2.4*) con Crank-Nicholson como esquema de ponderación temporal y los elementos finitos de Galerkin Finite Elements como esquema de ponderación espacial. Para minimizar o eliminar las oscilaciones numéricas, *HYDRUS-ID* implementa el criterio de número combinado de Peclet y Courant introducido por Perrochet y Berod (1993), con un criterio de estabilidad predeterminado de 2.

Parámetros de transporte de soluto

Los parámetros de “*Frac*” y “*Thlm*” que es fracción adimensional de los sitios de sorción y el contenido de humedad inmóvil se establecen únicamente en modelaciones de transporte

de soluto (sin equilibrio), en tanto estos valores deben ser iguales a 1 y 0, respectivamente. Además de estos parámetros, también se encuentra el coeficiente de difusión molecular en el agua, el coeficiente de difusión molecular en el aire del subsuelo. Los cuales se ajustaron a cero. En cambio, aquí se consideró la dispersividad longitudinal (D_L) la cual se aproximó a 10 cm (Bear, 1972). La isoterma de adsorción y la difusión molecular se ignoraron durante la modelación y simulación. Todas las configuraciones anteriores se basaron bajo el esquema de que el soluto introducido no era reactivo y no había solubilización ni disolución. Los Cl^- son una de las especies conservativas que pueden indicar con alto grado de incertidumbre las distancias y profundidades máximas de migración de contaminantes (Munro *et al.*, 1997).

Para este caso y derivado de la naturaleza de los materiales que conforman la zona no saturada en todos los sitios, se estableció que la dispersión es el proceso de transporte dominante, considerando que la difusión no es tomada en cuenta y que no afecta significativamente en el proceso de transporte. Dicha consideración resulta de la naturaleza propia del soluto que se analiza, en este caso, el soluto Cl^- que se puede asumir como representativo del lixiviado que emana el sitio (Spitz y Moreno, 1996).

Condiciones de frontera de transporte de solutos

La presión inicial sobre todo el perfil de la zona no saturada se estableció desde -100 cm en la superficie hasta 0 cm en el nivel freático. El límite de flujo superior (Tipo 2) se asumió como flujo constante, como lo indica la Figura 5.19. La lamina de infiltración (*1 cm definido en el modelo*) es resultado del aporte que tiene cada uno de los sitios de disposición final. En cuanto a la condición de límite inferior (Tipo 1) se asumió como drenaje libre. Además, se atribuyó una condición de límite de concentración inicial de Cl^- que ingresan al sistema y que provienen de la base de cada sitio a lo largo de la frontera superior (Tipo 3) (Reilly, 2001). Las concentraciones corresponden a un valor promedio detectado o inferido al interior de los sitios, consultar Tabla 5.2. Por último, se sometió a una condición de concentración cero en la columna, asumiendo que al inicio de la modelación el perfil estaba libre de solutos.

Los periodos de modelación y simulación en el transporte de contaminantes se iniciaron a partir del año (consultar la Tabla 5.11), tiempo que representa el periodo inicial de operación del sitio y el funcionamiento a futuro. Finalmente, con las fronteras definidas del sistema fue posible generar los resultados de modelización de flujo y transporte (Figuras 5.21-5.31).

El tipo de configuración establecido durante la modelación demuestra cómo se introduce el soluto en el perfil del subsuelo mediante un límite de presión constante, donde se especifica un límite superior correspondiente a la acumulación de soluto en la superficie (Rassam *et al.*, 2018). Esto podría ser parte de un experimento de infiltración de carga constante en el que se introducen solutos junto con agua, un sistema de irrigación por surcos que proporciona agua y solutos disueltos a un suelo cultivado (Ebrahimian *et al.*, 2013a, b), procesos de flujo de agua y balance de N de un arrozal (Dash *et al.*, 2015), un tanque de agua con fugas que contiene una mezcla de productos químicos en el suelo subyacente (Mallants *et al.*, 2017).

En definitiva, diferentes autores han empleado configuraciones numéricas similares a las planteadas en el presente trabajo, lo han aplicado a modelaciones y simulaciones específicas en sitios de disposición final, por ejemplo: Pontedeiro *et al.* (2010); Aljaradin *et al.* (2011); Faisal y Thien (2015); Li *et al.* (2017); Pazoki *et al.* (2017) y Zheng *et al.* (2018). En las Figura 5.19 y 5.20 se sintetizó la configuración realizada al modelo numérico.

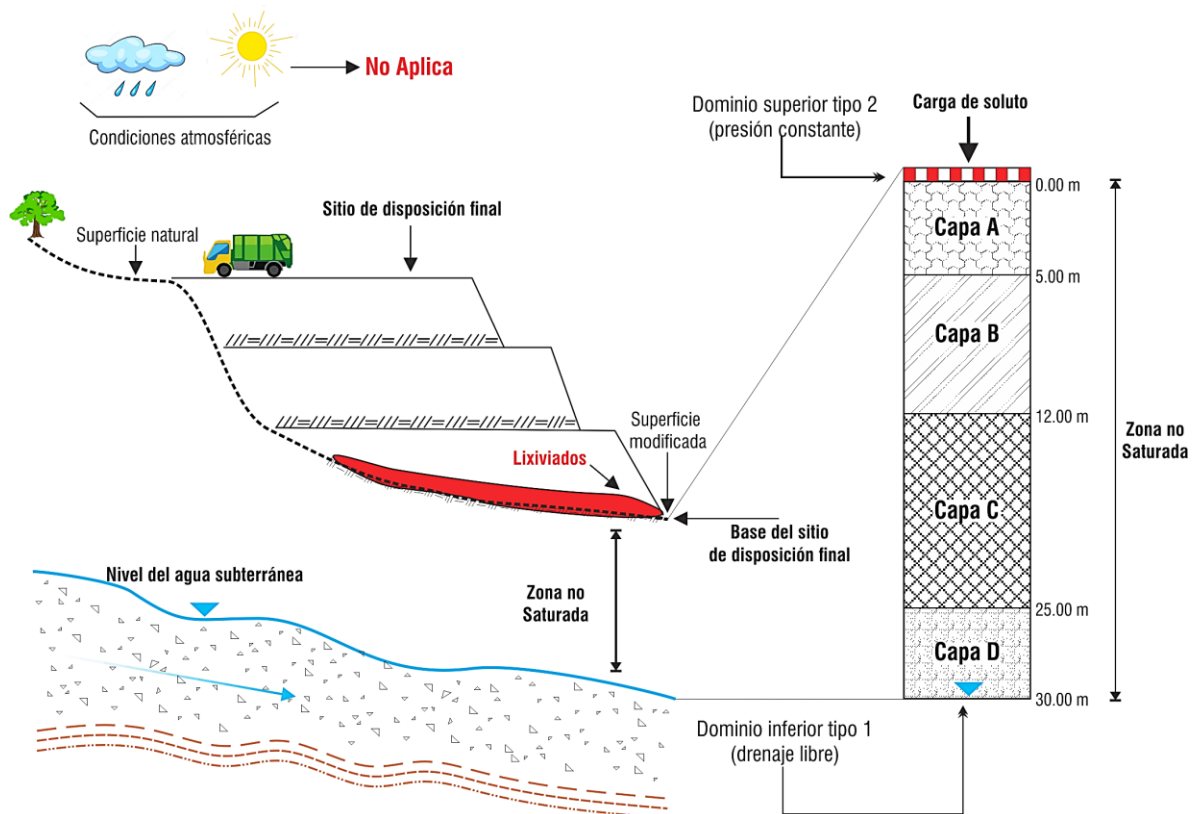


Figura 5.19 Modelo conceptual de un sitio de disposición final, se puntualizan los dominios del modelo asumidos en la configuración numérica.

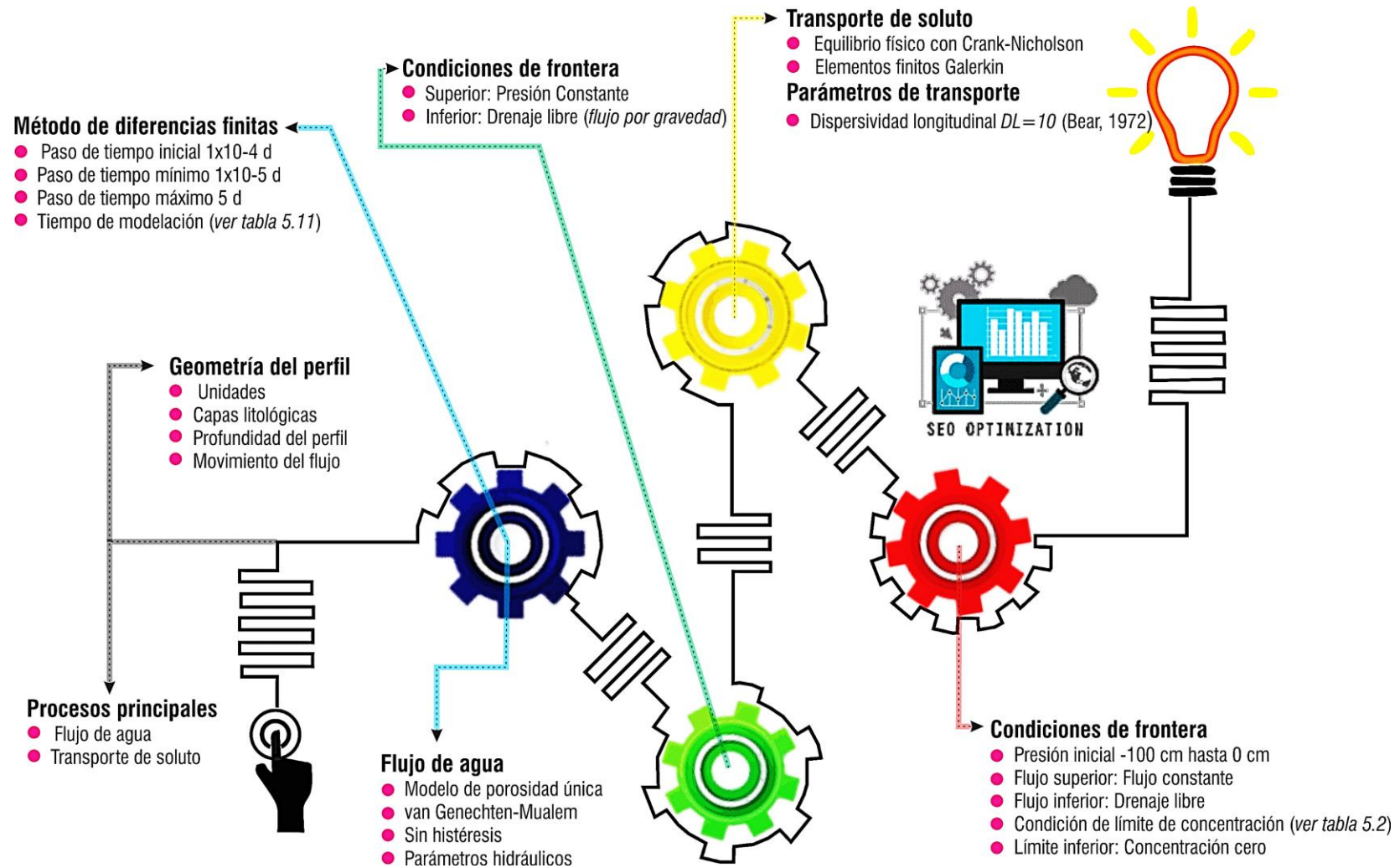


Figura 5.20 Configuración numérica realizada en el modelo numérico HYDRUS-1D. La primera parte comprende los procesos principales, que precede a la discretización espacial y temporal, posteriormente se definen las condiciones asumidas para el flujo y transporte de solutos, para finalmente establecer las condiciones de frontera para el soluto.

5.4.2 Datos de salida del modelo

Posteriormente al haber realizado el arreglo numérico dentro del modelo, se realizaron las respectivas modelaciones y simulaciones para obtener los resultados. En general, el código *HYDRUS-1D* proporciona tres grupos diferentes de archivos de salida, que son: información de nivel *T*, información de nivel *P* e información de nivel *A*. En esta investigación, se manejó dos archivos de salida diferentes de estos tres grupos, a saber:

- El archivo *NOD_INF.OUT*, que proviene del grupo de información de nivel *P* y se utiliza para encontrar nodos de observación de concentración en los horizontes del subsuelo al final del período de simulación.
- Por su parte, el archivo *Solute1.OUT*, este pertenece al grupo de información de nivel *T*, y se utiliza para encontrar la cantidad de soluto que se infiltra al nivel freático al final del período de simulación, en el caso que se alcanzara dicha posición. En tanto, el modelo *HYDRUS-1D*, tiene la ventaja de contar con visualizador gráfico nivel *A* que facilitó la representación de los datos. De tal forma, que esta última opción fue empleada para analizar los resultados.

A continuación, se presentan los tiempos de observación especificados, en la modelación y simulación, con el fin de observar los diferentes avances y tiempos de tránsito del lixiviado en los sitios de disposición final (Tabla 5.12).

Tabla 5.12 *Tiempos de observación especificados en el modelo numérico para obtener el análisis detallado del avance del lixiviado en el perfil a través del tiempo establecido. Los tiempos establecidos se pueden observar en el siguiente epígrafe.*

<i>Sitios de disposición final</i>		<i>Número de tiempos de observación</i>					
		<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>
<i>Sitio No.1</i>	<i>Tiempo de observación (años)</i>	2	4	6	8	10	12
<i>Sitio No.2</i>		3	6	9	12	18	
<i>Sitio No.3</i>		3	7	11	14	17	
<i>Sitio No.4</i>		5	10	20	28	40	
<i>Sitio No.5</i>		5	15	25	29	34	
<i>Sitio No.6</i>		3	7	11	14	17	
<i>Sitio No.7</i>		3	7	11	14	17	
<i>Sitio No.8</i>		3	7	11	14	17	
		10	20	30	33	36	

5.4.3 Calibración y aplicación del modelo numérico en los sitios de disposición final

Cabe señalar que, debido a la limitación en la obtención de datos y siendo específicamente de concentraciones a profundidad en puntos estratégicos aledaños a los *SDFRS*, no se logró calibrar los ocho sitios. Sin embargo, en esta etapa únicamente se llevó a cabo este proceso para los sitios No. 4 Metepec y No. 5 Mexicaltzingo, los cuales si contaban con datos puntuales y nodos de observación en profundidad que contribuían para calibrar el modelo.

Constituyendo esta etapa, el primer paso para iniciar la calibración del modelo se empleó el método de prueba y error conocido como calibración (Batu, 2005). Lo anterior implica la previa calibración de las condiciones de transporte de lixiviados en diferentes periodos de tiempo, para el sitio No. 4 fue de un periodo de tiempo (1979-2007) y para el sitio No. 5 fue de (1985-2014), la simulación se realizó con diferentes escenarios de operatividad para todos los sitios de disposición final, se llevó a cabo con el propósito de determinar las condiciones más y menos favorables de contaminación, asociada con procesos de advección-dispersión, producida por la incorporación de lixiviado hacia la zona no saturada.

En tanto, se modeló el flujo y transporte de *Cl*, considerando el caso más desfavorable de operación, que implica mantener constantes las concentraciones de incorporación hacia la zona no saturada. Algunos trabajos consideran al *Cl* como elemento no reactivo y muy móvil en la evaluación extrema de desplazamiento de los lixiviados en el medio, por ejemplo: Engesgaard y Traberg (1996); Frind *et al.* (1999); Christensen *et al.* (2000); Christensen *et al.* (2001); Brun y Engesgaard (2002); Moreno (2008) y Morales (2008). De esta forma, se realizaron diferentes modelaciones que permitieron generar una diversidad de resultados para el modelo en estado estacionario.

Referente a los valores de dispersividad finales, que generaron las mejores aproximaciones se realizaron diferentes corridas, considerando un rango de valores entre 1 y 10 m para la dispersividad longitudinal *DL*, conforme a Bear (1972); Bedient *et al.* (1999) y Vanderborght y Vereecken (2007). A partir de este rango de valores y mediante la implementación de la técnica de prueba y error, se verificaron los diferentes resultados que generaba el modelo de transporte de soluto, comprobando que la configuración del avance del lixiviado, así como de los diferentes valores obtenidos con la modelación eran muy próximos a los valores observados en estudios previos.

El sitio No. 4 Metepec, cuenta con variables como; pozos de biogás de los cuales se derivó la concentración de Cl en la parte superior, piezómetros a diferentes profundidades aledaños al sitio y de los cuales se obtuvieron las concentraciones a profundidad, también, cuenta con estudios geofísicos los cuales se aplicaron en el sitio para el año 2007.

De este modo, en la Figura 5.21 se observa la curva de soluto para el $t=28$ (*año de calibración 2007*), el frente de soluto alcanza el nivel freático a una profundidad de 60 m y con concentración de 560 mg/l de Cl lo cual muestra un ajuste próximo a los datos reportados en los estudios previos. Los piezómetros $PZ-7$, $PZ-8$ y $PZ-9$ instalados a 28, 21 y 76 m de profundidad reportan C_{min} y C_{max} de $493-1580\text{ mg/l}$ de Cl , especialmente el $PZ-9$ el cual adquiere una profundidad modelada en este estudio y que reporta un probable avance de lixiviado a dicha profundidad, además la geofísica verificó los datos al detectar posible lixiviado a profundidades de 40-50 m. Toda esta información coadyuvó a calibrar el modelo, cabe mencionar que las principales fuentes de información fueron recabadas de: Magallón (2007), Morales (2008) y Moreno (2008), en sus respectivos trabajos de investigación y los datos se aproximaron a los detectados en la modelación.

Por su parte, el sitio No. 5 Mexicaltzingo cuenta con aportes de información similares al del sitio No. 4, la diferencia es que en este únicamente se contó con un solo punto de observación a profundidad, el piezómetro MPZ , a pesar de ello también cuenta con estudios geofísicos los cuales coadyubaron en la calibración del modelo. Las principales fuentes de información fueron García (2011), Reyes-Gutiérrez *et al.* (2013) y Gómez-Beltrán (2014).

Por lo tanto, tal como se muestra en la Figura 5.22 se observa la curva de soluto para el $t=29$ años (*año de calibración 2014*) el soluto alcanza una profundidad de 15 m con una C_{max} de 100 mg/l de Cl los resultados obtenidos se compararon con los datos observados en estudios previos, así pues, las concentraciones monitoreadas para el año 2014 el piezómetro MPZ reportó C_{min} y C_{max} de Cl del orden de $70-2486\text{ mg/l}$ a una profundidad de ocho metros, mostrando de esta forma la modelación un ajuste de proximidad con lo observado a dichas profundidades, asimismo la geofísica detectó lixiviado hasta los 13 m de profundidad.

Una vez calibrado el modelo con estos dos sitios y en estas dos etapas de modelación y simulación y/o proyección, se consideró como base para poder ejecutar el modelo y las configuraciones realizadas sobre los sitios No. 1, 2, 3, 6, 7 y 8.

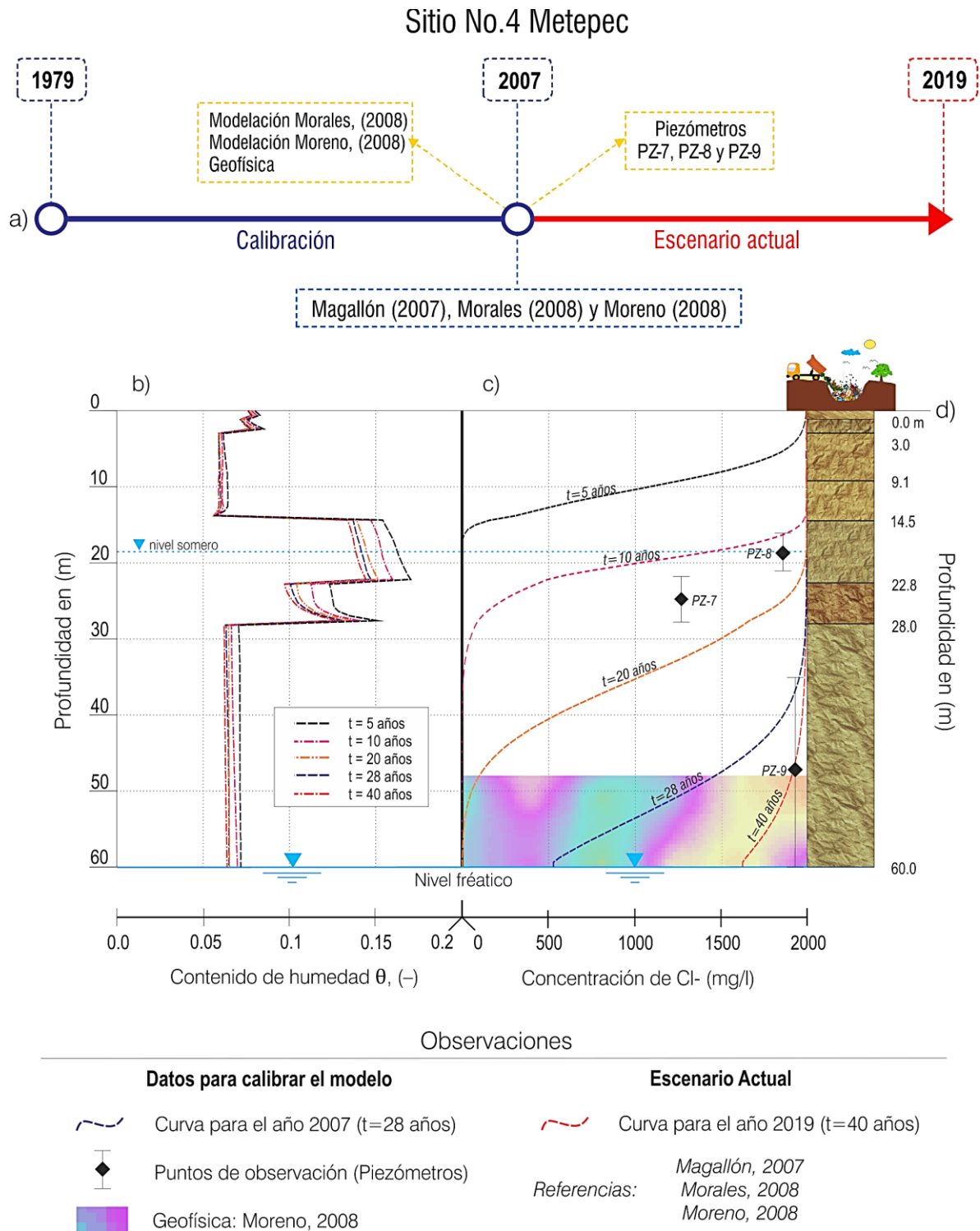


Figura 5.21 Calibración del modelo para el Sitio No.4 Metepec. a) periodo de modelación (1979-2007) y simulación (2007-2019), b) contenido de humedad, c) transporte de Cl^- que muestra cómo el soluto se introduce a lo largo del subsuelo en función del tiempo. La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

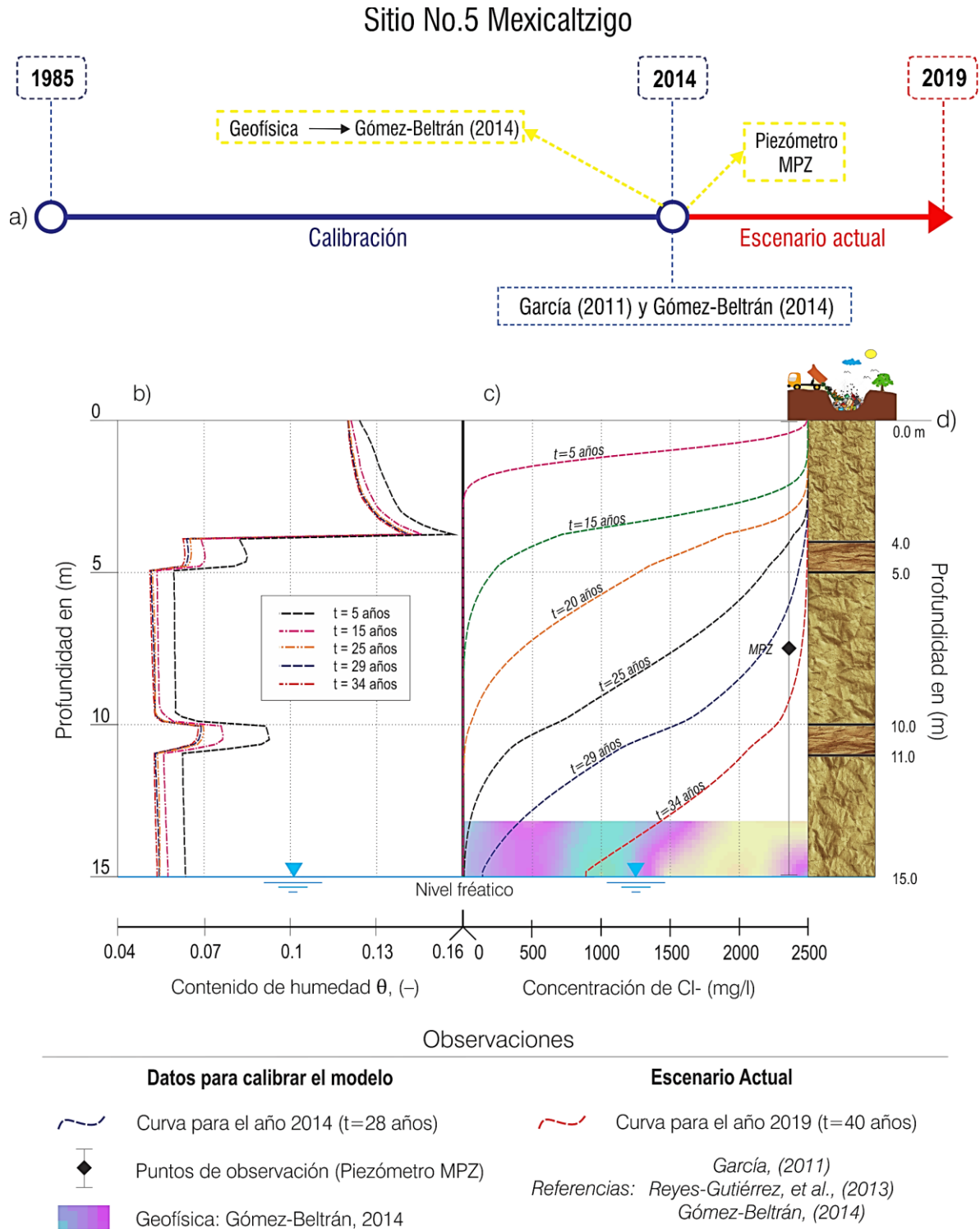


Figura 5.22 Calibración del modelo para Sitio No.5 Mexicaltzingo. a) periodo de modelación (1985-2007) y simulación (2014-2019), b) contenido de humedad, c) transporte de Cl^- que muestra cómo el soluto se introduce a lo largo del subsuelo en función del tiempo. La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

Por consiguiente, una vez calibrado el modelo con la configuración apropiada, además de haber obtenido los resultados con mejor ajuste y próximos a los obtenidos en campo derivados de estudios previos, se procedió a la aplicabilidad del modelo para los seis sitios restantes. A continuación, se describen los resultados para cada sitio, en términos de avance máximo de las curvas de concentración, la relación con los diferentes estratos, el contenido de humedad y la conductividad hidráulica considerando las condiciones asumidas y descritas en los párrafos anteriores.

El **Sitio No.1 Almoloya del Río**, consideró una $C_{inicial}$ de $Cl=2459$ mg/l, un perfil de 30 m compuesto por tres estratos heterogéneos. La modelación comprendió un periodo de tiempo de seis años y la simulación y/o evolución se consideró hasta los 12 años, razón de operatividad del sitio (Figura 5.23a). En esta misma Figura, en el gráfico (b) se indica la distribución del contenido de humedad en función de la profundidad en seis tiempos, de igual forma, en el gráfico (c) ilustra el avance del soluto en función de la profundidad para los mismos tiempos. Esto permite hacer algunas observaciones importantes:

Para el $t=2, 4$ y 6 años es posible observar el frente de concentración que penetra gradualmente de forma homogénea el primer estrato, compuesto por una arena con un valor de K_s alto, al mismo tiempo alcanza una profundidad máxima de siete metros y logra avanzar hacia un estrato de arcilla de cuatro metros de espesor, que posee un mayor contenido de humedad y por efecto un valor de K_s bajo, lo cual influye en el $t=10$ y 8 años, donde se observa un mínimo avance de las curvas de concentración. Por su parte, el $t=12$ años la curva de concentración logra penetrar el estrato de arcilla y por consiguiente alcanzar un tercer estrato compuesto por arena, en el cual claramente se observa un declive importante en la parte final de la curva, consiguiendo a un traslado máximo de 19 m.

El **Sitio No. 2 Calimaya**, consideró una $C_{inicial}$ de $Cl=2000$ mg/l, un perfil de 100 m de profundidad compuesto por cuatro estratos litológicos heterogéneos. La modelación comprendió un periodo de tiempo de 12 años, y la simulación se consideró hasta los 18 años razón de operatividad del sitio (Figura 5.24a). En el gráfico (b) el bajo contenido de humedad del perfil indica que los estratos son capaces de drenar y/o transportar sustancias con suficiente rapidez, de forma que el contenido de humedad no incrementa sustancialmente, esto se refleja en el gráfico (c) que ilustra el avance de las curvas de concentración de soluto.

En el gráfico (c) se puede observar un avance importante y gradualmente homogéneo, debido a que el estrato donde se observa el avance es una arena con un espesor considerable, de igual forma los estratos que componen el perfil son arenas con valores de K_s altos, por ello se puede observar un avance trascendental y homogéneo del frente de concentración para un periodo de tiempo corto. Es decir, en el $t=12$ años se aprecia un avance máximo hasta los 28 m y la proyección para el $t=18$ años, llega a una profundidad máxima de 38 m.

El **Sitio No. 3 Capulhuac**, consideró una $C_{inicial}$ de $Cl=2500$ mg/l, un perfil de 25 m compuesto de tres estratos heterogéneos. La modelación comprendió un periodo de tiempo de 11 años y la simulación y/o evolución se consideró hasta los 17 años razón de operatividad del sitio (Figura 5.25a). En esta misma Figura, en el gráfico (b) se observa el contenido de humedad y en el gráfico (c) muestra el avance del soluto a través del perfil.

Para el $t=11$ años, se muestra un avance máximo del soluto hasta los 14 m de profundidad lo que refleja una penetración considerable, esto se relaciona al bajo contenido de humedad para el primer estrato compuesto de arena arcillosa, sin embargo, para el $t=14$ y 17 años, el soluto alcanza una profundidad máxima de 17 m y un segundo estrato franco arcilloso-arenoso, que fue capaz de retrasar el frente de concentración debido a un aumento en su contenido de humedad y una disminución en el valor de K_s en comparación al primer estrato.

Sitio No.1 Almoloya del Río

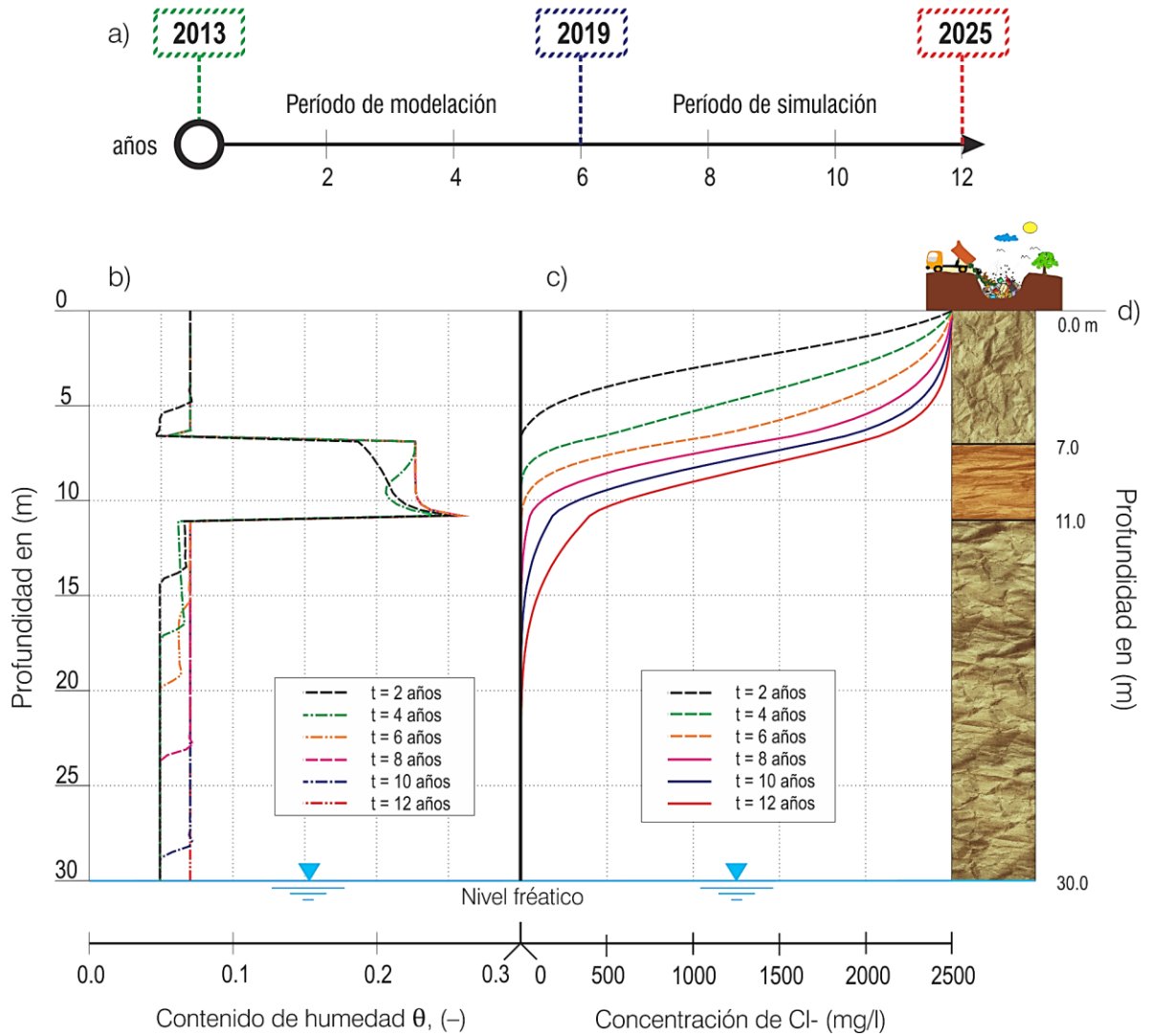


Figura 5.23 Resultados del transporte de Cl^- para el sitio No.1 Almoloya del Río (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl^- se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

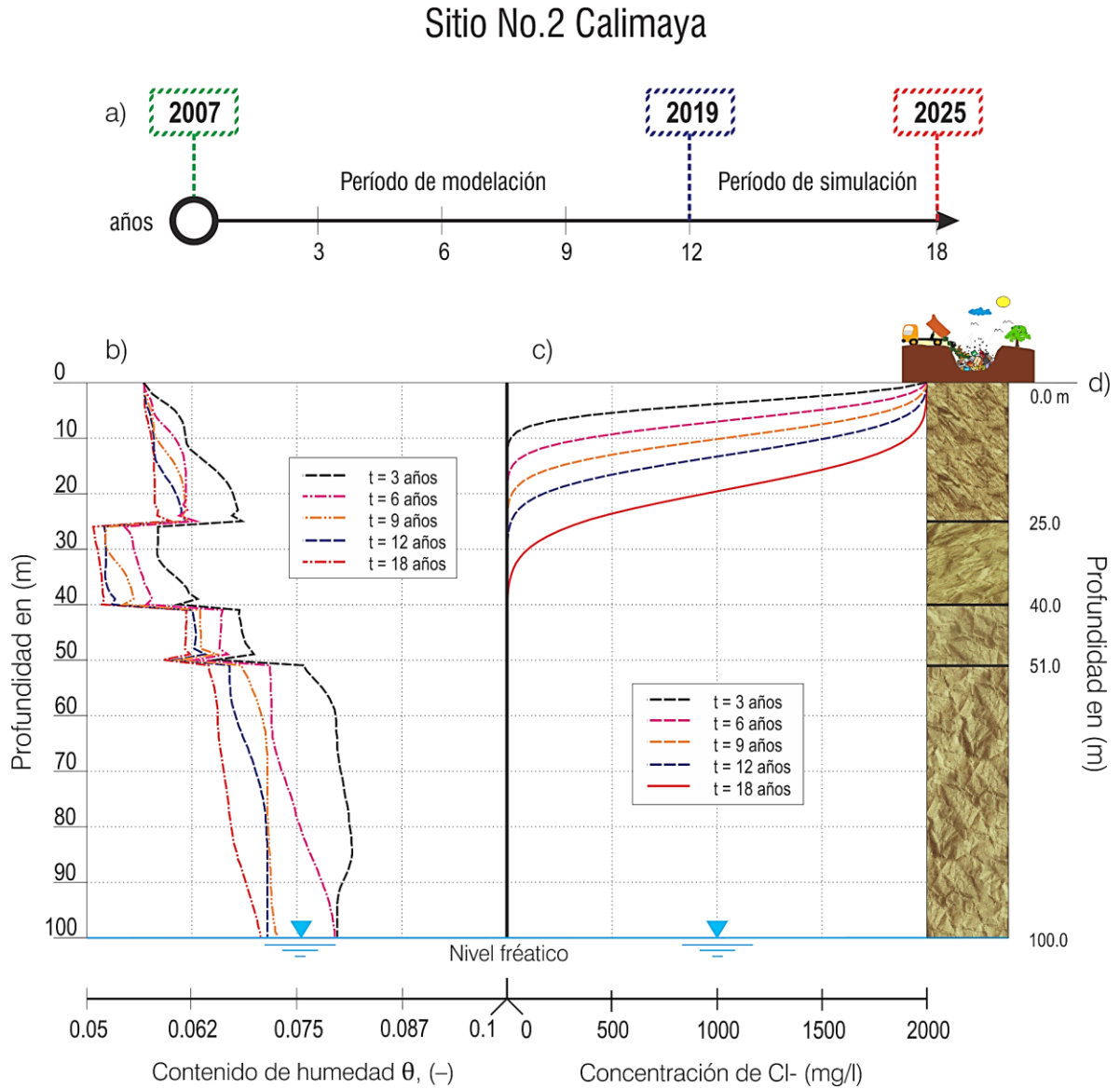


Figura 5.24 Resultados del transporte de Cl⁻ para el sitio No.2 Calimaya (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

Sitio No.3 Capulhuac

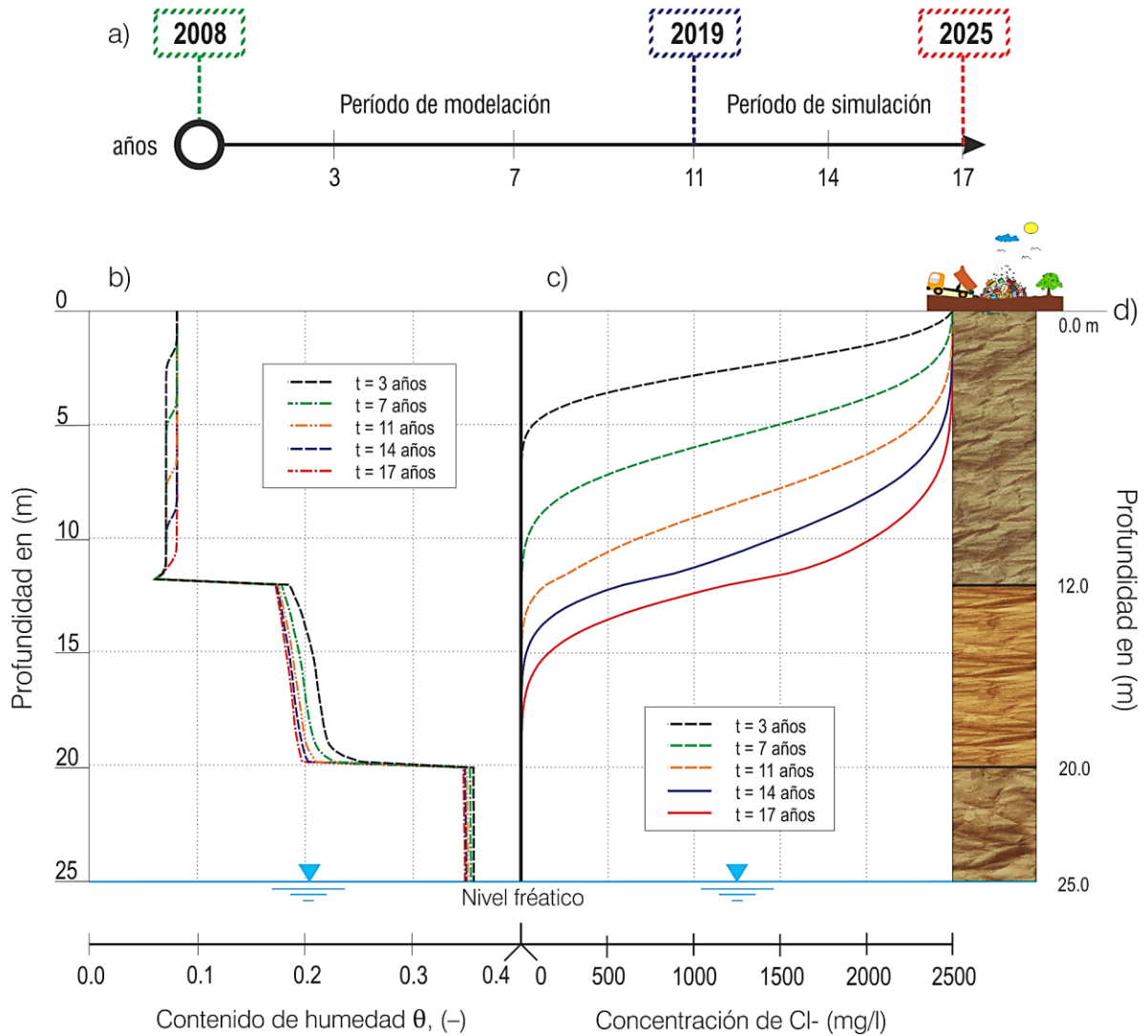


Figura 5.25 Resultados del transporte de Cl⁻ para el sitio No.3 Capulhuac (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl⁻ se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

Antes de proceder con los sitios correspondientes a Rellenos Sanitarios, aquí es fundamental señalar que, uno de los aspectos más importantes en la construcción de este tipo de sitios es la adecuada impermeabilización del fondo o la base de las celdas. Esta impermeabilización se puede generar por dos vías: de forma natural y/o de modo artificial y en algunos casos se combinan ambas técnicas. De forma natural puede lograrse mediante la utilización de arcillas compactadas cuya permeabilidad no debe ser superior a ($1 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$) con un espesor de 0.3-0.9 m (Bonaparte *et al.*, 2002). En tanto, la impermeabilización artificial emplea geotextiles o membranas de polietileno de alta densidad HDPE (Alta Densidad de Polietileno).

De acuerdo con lo anterior, es importante recalcar que el arreglo numérico para considerar la influencia de geotextiles sobre la base de los *RESA* no se logró alcanzar, sin embargo, se ha establecido una geomembrana de tipo natural la cual consistió en un arreglo de arcillas en la parte superior con un espesor de 0.6 m tal como lo señala Fetter (2001), de esta forma se trató de asimilar en el modelo las condiciones más reales en las que operan este tipo de sitios.

En tal sentido, para los *RESA* se establecieron dos escenarios de modelación, como primer caso el comportamiento original del sitio, es decir, se empleó una geomembrana de tipo natural sobre la base de los sitios. En el segundo, se estableció un caso hipotético en el cual los *RESA* carecían de infraestructura para la contención de lixiviados, de esta forma, se asumió que los *RESA* no contaban con impermeabilización o protección sobre la base que pudiera contener los lixiviados y de esta forma se filtraran de forma directa al subsuelo.

En tanto, en este apartado se describen los resultados arrojados de dos tipos configuraciones numéricas decretadas para los *RESA*, no obstante, en la parte final de esta investigación donde se determina el riesgo de contaminación únicamente se consideró las modelaciones realizadas con apego a la realidad, es decir, para los *RESA* que se asumió la geomembrana. Por lo cual, a continuación, se analizan los resultados correspondientes a los *RESA*.

El *Sitio No. 6 RESA San Antonio la Isla*, consideró una $C_{inicial}$ de $Cl=2000 \text{ mg/l}$, un perfil de 20 m compuesto por dos estratos heterogéneos y en la parte superior se asumió una capa compuesta de materiales finos simulando la geomembrana en el *RESA* cuyo espesor fue de 0.6 m. La modelación comprendió un periodo de tiempo de 12 años y la simulación y/o proyección de éste se consideró hasta los 18 años (Figura 5.26a). En esta misma Figura, en el gráfico (b) se observa una discontinuidad en el contenido de humedad, mostrando valores

mayores la primer capa y valores menores a la segunda, por su parte el gráfico (c) muestra el avance del soluto y el inciso (e) muestra el acomodo del revestimiento asumido en el modelo.

En este contexto, el avance del soluto en función del tiempo se ve rezagado por el acomodo del revestimiento en este tipo de sitios, es decir, para el $t=3$, 7 y 11 años, la capa de arcilla retrasa de forma significativa el impulso del soluto de modo que lo atrasa conforme al tiempo, por lo que para el $t=17$ años, el soluto no es capaz de alcanzar su valor original de entrada o impulsión. En consecuencia, para el año 2019 $t=11$ años el soluto alcanza una profundidad máxima de apenas 2.5 m y en su proyección para el año 2025 $t=17$ años, logra un máximo avance apenas 4 m.

En definitiva, la capa de arcilla que asimila el revestimiento en la parte inferior del RESA es parte fundamental para que el lixiviado y en especial el transporte de Cl^- contenga de manera significativa el avance y/o transporte de contaminantes hacía la zona no saturada y saturada. De ahí que, solo deja avanzar al soluto a una profundidad total de apenas 4 m en 17 años.

Caso hipotético: Sitio No. 6 San Antonio la Isla sin revestimiento (Figura 5.27)

En la Figura 5.27c, el $t=3$, 7 y 11 años se observa un progreso homogéneo de las curvas de concentración en el primer estrato que lo comprende una arena limosa con valor de K_s bajo, pero con contenidos de humedad ligeramente altos, lo que provoca colas alargadas en la parte final de las curvas alcanzando una profundidad máxima de 13 m. Para los $t=14$ y 17 años, existe un declive muy marcado en la parte final de las curvas, que alcanzan un estrato de arena gruesa a fina con un contenido de humedad bajo y un valor de K_s alto, dichas variables favorecieron a un mayor transporte del soluto alcanzando una profundidad máxima de 20 m.

Por su parte, el **Sitio No. 7 RESA Xonacatlán** consideró una $C_{inicial}$ de $Cl^- = 2000$ mg/l, con un perfil total de 80 m, constituido por ocho capas litológicas heterogéneas y en la parte superior se asumió una capa compuesta de materiales finos simulando la geomebrana en el RESA cuyo espesor fue de 0.6 m. La modelación comprendió un periodo de tiempo de 11 años y la simulación y/o evolución se consideró hasta los 17 años razón de operatividad del sitio (Figura 5.28a). En el gráfico (b) se observa el contenido de humedad a través del perfil, y en el gráfico (c) se visualiza el frente de avance del soluto a través de la columna en función del tiempo y el inciso (e) muestra el acomodo del revestimiento asumido en el modelo.

De esta forma, el avance del soluto se ve afectado por el arreglo en la parte superior del perfil, de este modo para el $t=3$ años el soluto logra penetrar con tan solo una $C_{m\acute{a}x}$ de 1400 mg/l siendo tres cuartas partes del valor colocado en la impulsión, de la misma forma para el $t=7$ y 11 años la impulsión se ve atrasada por la misma variable correspondiente el revestimiento superior del perfil. Asimismo, el $t=14$ y 17 años no logran alcanzar el impulso original del soluto $C_{inicial}=2000$ mg/l, por lo cual para el año 2019 el soluto habría alcanzado un total de 3 m dentro del perfil y en su proyección al año 2025 alcanzaría apenas los 4 m.

En relación con el *RESA No 6*, el *RESA No.7* logra obtener una ligera ganancia con respecto al avance del soluto en profundidad, esto se debe a la capa que subyace al revestimiento la cual es un factor importante que determina como se logran alargar las colas del frente de avance en las curvas de soluto. Por lo tanto, el *RESA No. 6* inmediatamente por debajo del revestimiento presentaba una capa con una permeabilidad baja, lo que favoreció al retraso del soluto, caso contrario el *RESA No.7* cuya capa inmediata tiene una permeabilidad alta.

Caso hipotético: Sitio No. 7 Xonacatlán sin revestimiento (Figura 5.29)

Para el $t=7$ años se observa un desnivel sustancial a una profundidad de seis y 11 metros, esto es resultado del bajo contenido de humedad y un valor de K_s alto, siendo un estrato de arena con grava el que provoca esta discontinuidad en la curva, alcanzando una profundidad máxima de 20 m. Por otro lado, el tiempo de modelación culmina con el $t=11$ años, el cual alcanza una profundidad máxima de 24 m en un estrato de limo, que logra amortiguar el avance significativo que se estaba proyectando. Por su parte, el $t=17$ años, muestra el final de la simulación y como resultado la curva de concentración alcanza una profundidad máxima de 33 m. De forma general, el gráfico (c) muestra que los materiales adyacentes al estrato de arena con grava son materiales finos, los cuales lograron retrasar el avance del soluto para los años posteriores.

El *Sitio No. 8 RESA Zinacantepec* consideró una $C_{inicial}$ de $Ct=2000$ mg/l, un perfil de 60 m compuesto por cuatro capas heterogéneas y en la parte superior se asumió una capa compuesta de materiales finos simulando la geomembrana en el *RESA* cuyo espesor fue de 0.6 m. La modelación comprendió un periodo de tiempo de 30 años, y la simulación y/o evolución se consideró hasta los 35 años razón de operatividad del sitio (Figura 5.30a). En el gráfico (b) se observa el contenido de humedad en el perfil y en el gráfico (c) se visualiza

el avance de las curvas de concentración del soluto a través de la columna en función del tiempo y el inciso (e) muestra el acomodo del revestimiento asumido en el modelo.

Del mismo modo, la parte superior del perfil en donde se sitúa el revestimiento determina de forma significativa el transporte del soluto, de esta forma, para el $t=3, 7$ y 11 años el soluto no ha penetrado la capa de arcilla con la totalidad de la carga contaminante impuesta, es decir los primeros 60 cm del perfil son determinantes para retrasar el soluto en función del tiempo. Por su parte, para el año 2019 $t=14$ años logra alcanzar una profundidad máxima de 2 m, para el año 2025 $t=17$ años la curva de soluto alcanza su máximo de apenas 3 m. De tal forma, que para este perfil de avance de soluto dentro del RESA es muy mínimo tomando en cuenta que el periodo de tiempo es significativo. Por otra parte, en comparación con los RESA anteriores éste es el que menor avance de soluto adquirió, dado que la capa que subyace al revestimiento está compuesta por materiales finos con baja permeabilidad.

Caso hipotético: Sitio No. 8 Zinacantepec sin revestimiento (Figura 5.31)

En este último sitio cabe destacar que este caso se puede señalar como hipotético o no. Visto que, de acuerdo con la caracterización realizada a este sitio en el *epígrafe 5.2.2*, debajo del actual RESA se sitúa un antiguo tiradero cual fue sometido a rehabilitación en su momento, pero debido a las dimensiones que éste alcanzó no fue rehabilitado al 100% de modo que aún se generan lixiviados provenientes del antiguo tiradero. Bajo este contexto, la modelación y simulación para este sitio comprendió un periodo de tiempo más largo en comparación con los dos anteriores RESA. De esta forma, la modelación comprendió un periodo de tiempo de 30 años, y la simulación y/o evolución se consideró hasta los 35 años razón de operatividad del sitio (Figura 5.31a).

Considerando el periodo de tiempo modelado $t=10, 20$ y 30 años, el avance del soluto ha sido poco progresivo adquiriendo una profundidad máxima de 29 m y presentando colas alargadas en la parte final de las curvas de concentración, resultado de la baja permeabilidad del medio, asimismo, el perfil se constituye de materiales finos y arcillosos, de esta forma se concluye que el medio ha sido capaz de contener el avance del soluto a lo largo de los años, y esto se refleja en el $t=33$ y 36 años, donde se observa un avance muy mínimo de las curvas de concentración y un comportamiento similar a sus antecesoras, lo cual afirma que el medio es capaz de contener de forma significativa el progreso del soluto en profundidad.

Relleno Sanitario: San Antonio la Isla

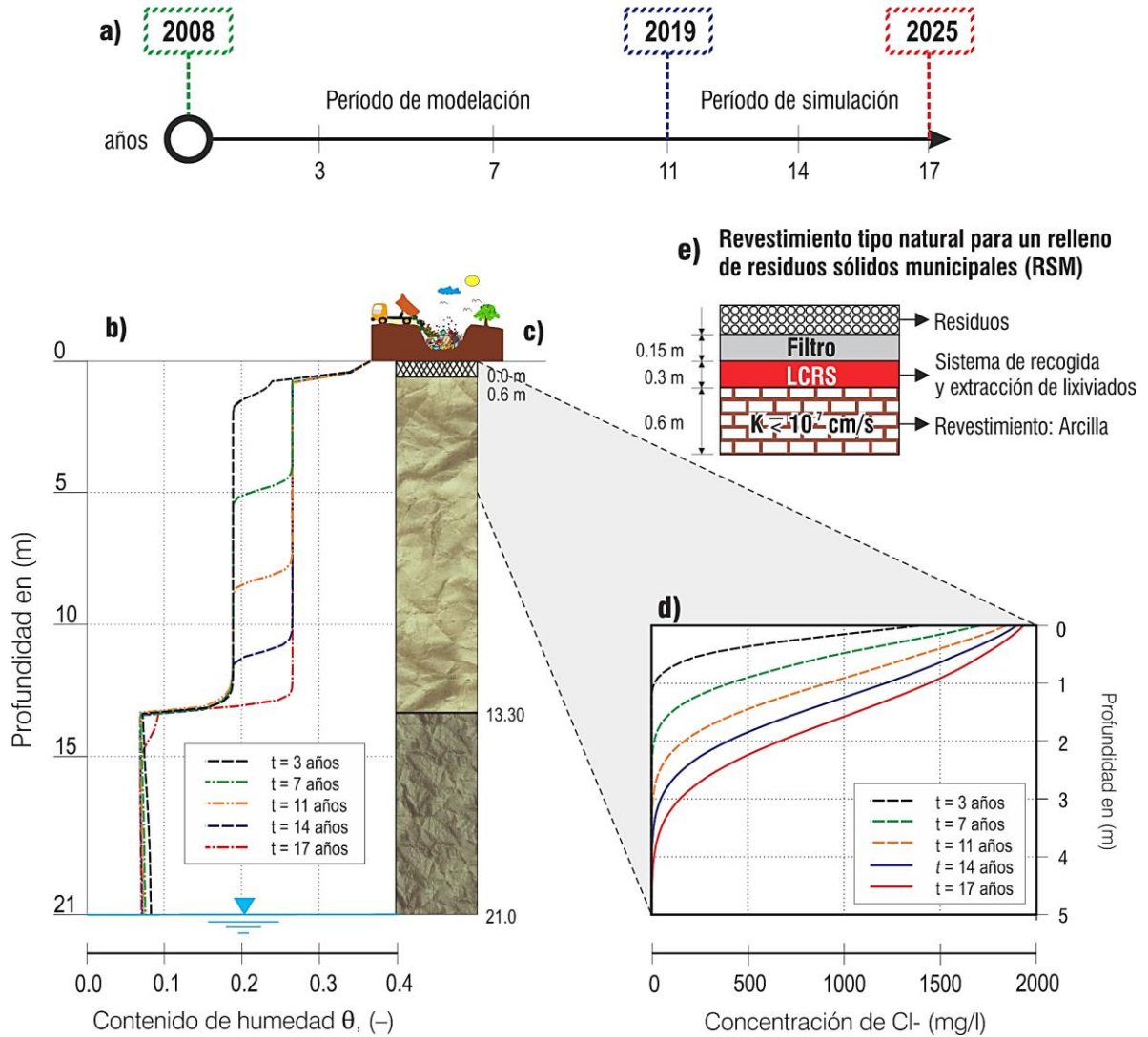


Figura 5.26 Resultados del transporte de Cl^- para el RESA San Antonio la Isla (d), y su relación con el contenido de humedad (b), además el inciso (c) representa el corte litológico asociado, asimismo el inciso (e) ilustra el tipo de revestimiento empleado en la modelación.

Caso hipotético: San Antonio la Isla

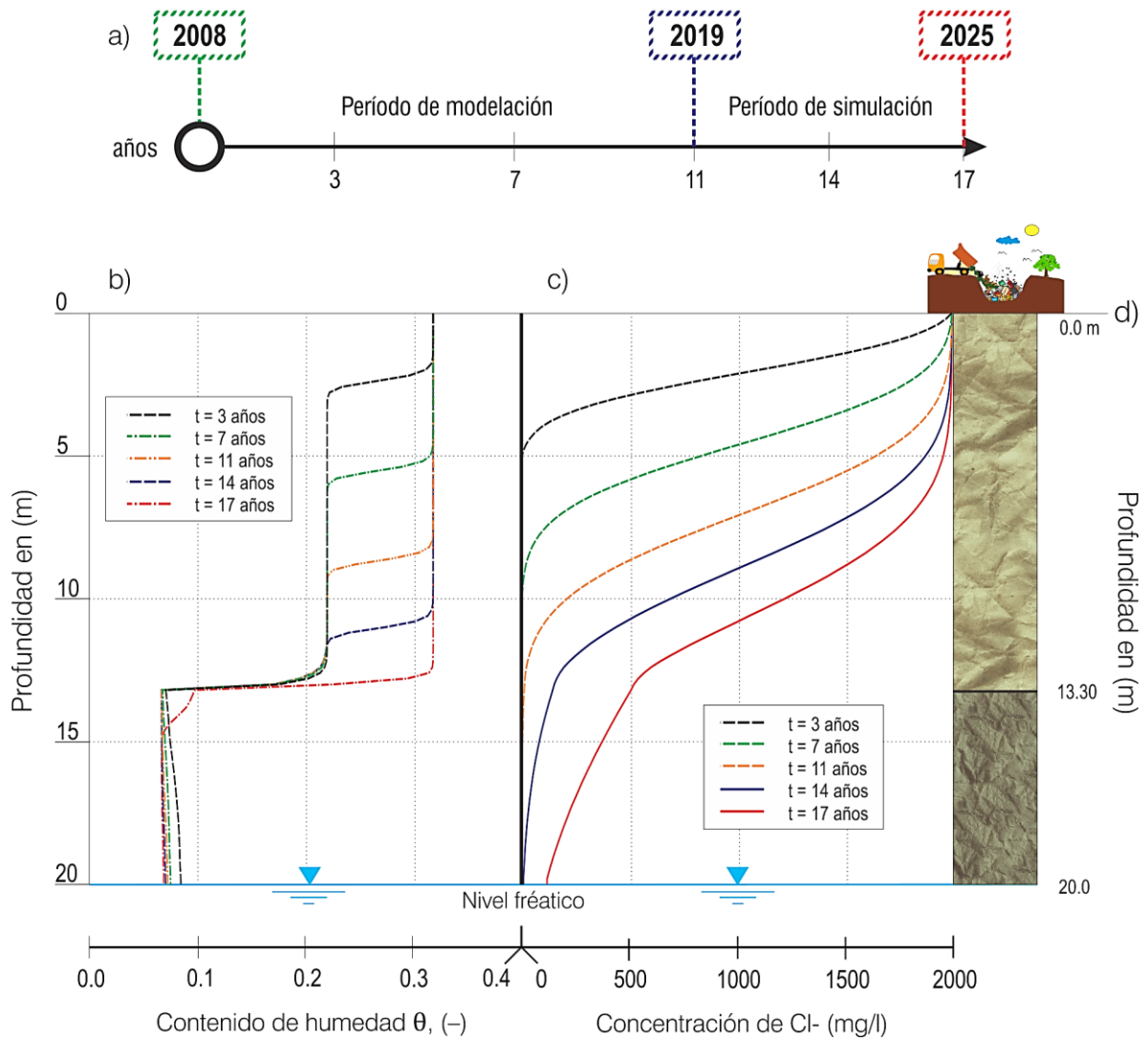


Figura 5.27 Resultados del transporte de Cl^- asumiendo un caso hipotético en el RESA San Antonio la Isla (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl^- se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

Relleno Sanitario: Xonacatlán

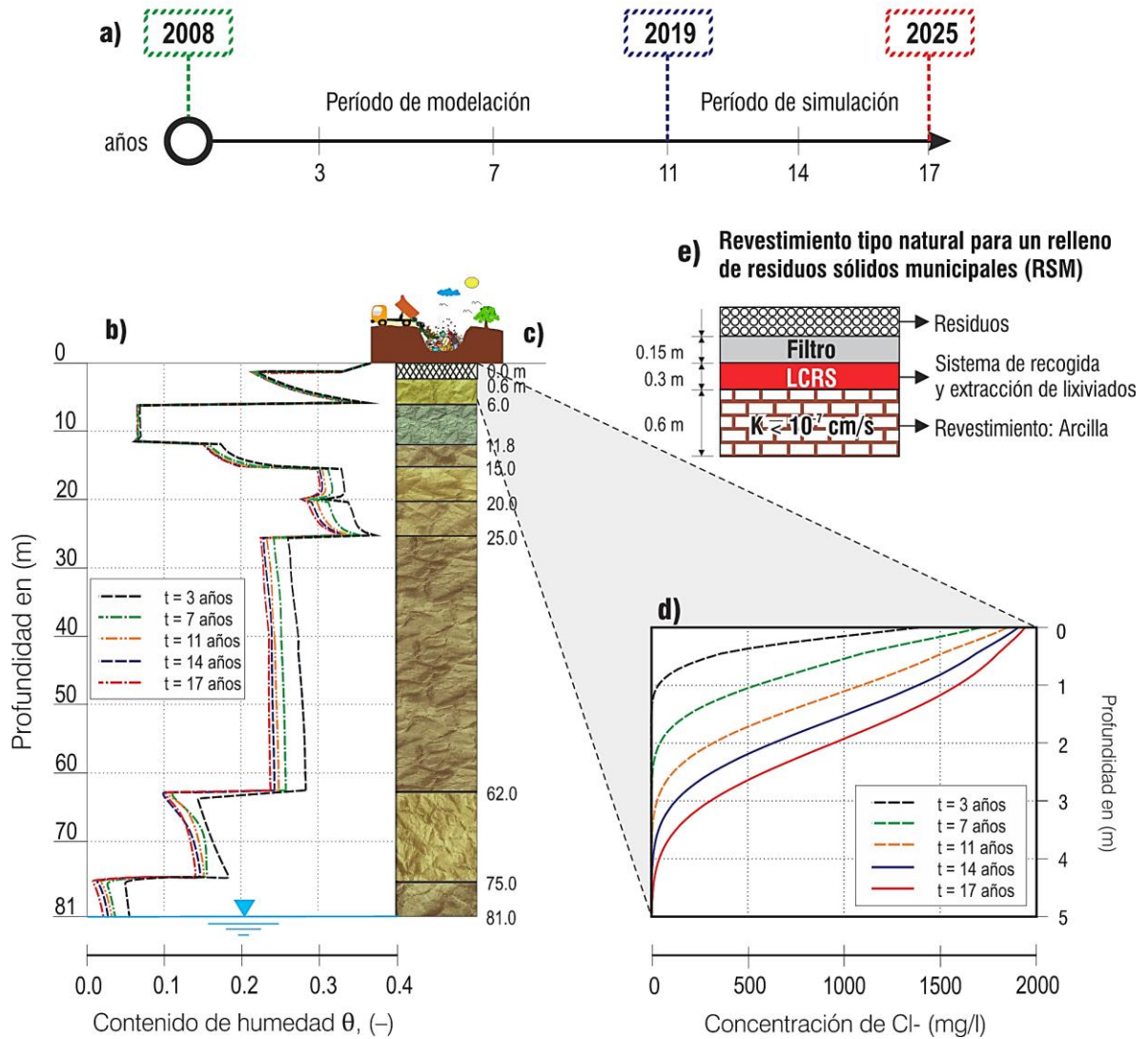


Figura 5.28 Resultados del transporte de Cl^- para el RESA Xonacatlán (d), y su relación con el contenido de humedad (b), además el inciso (c) representa el corte litológico asociado, asimismo el inciso (e) ilustra el tipo de revestimiento empleado en la modelación.

Caso hipotético: Xonacatlán

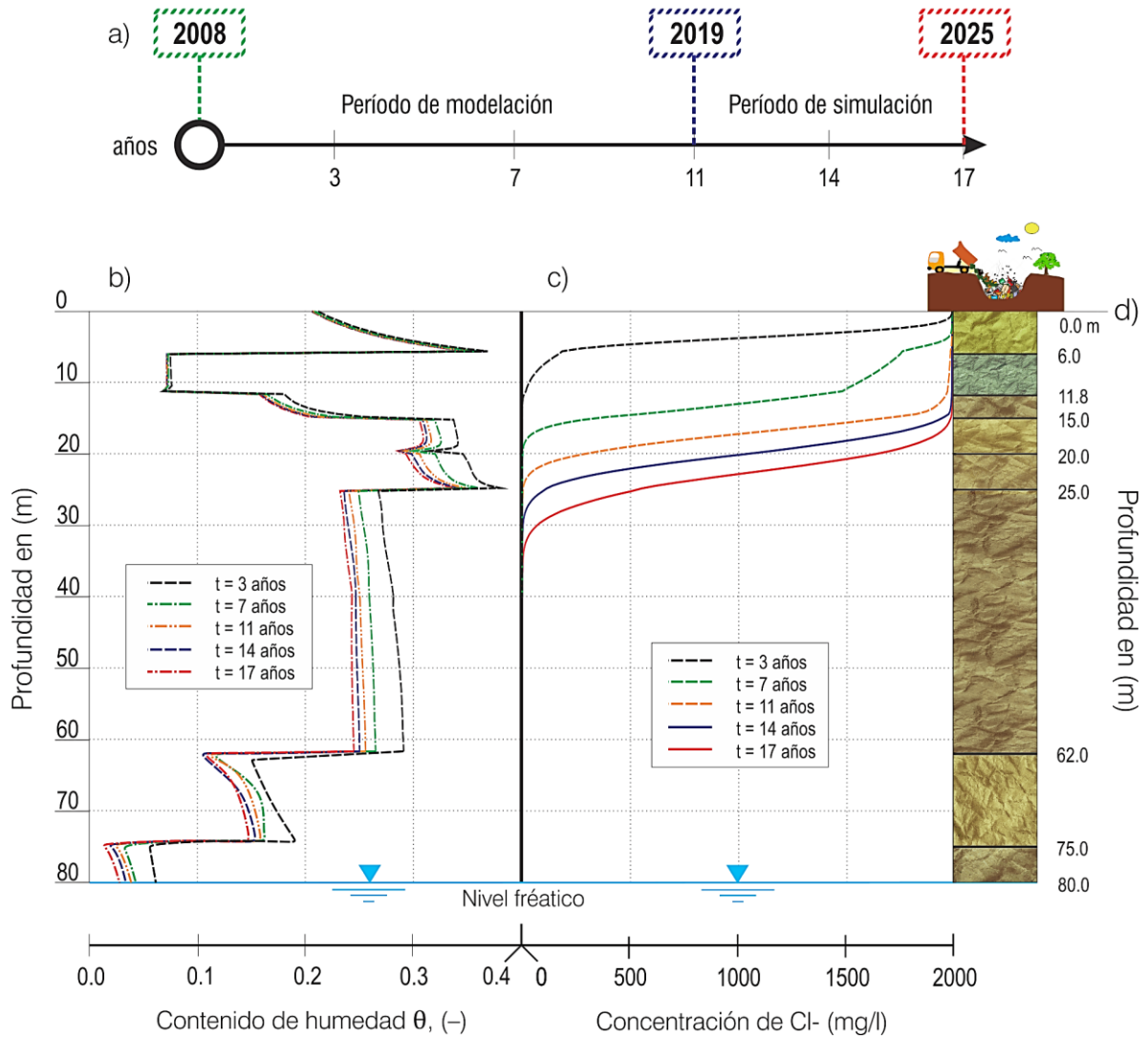


Figura 5.29 Resultados del transporte de Cl^- asumiendo un caso hipotético en el RESA Xonacatlán (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl^- se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

Relleno Sanitario: Zinacantepec

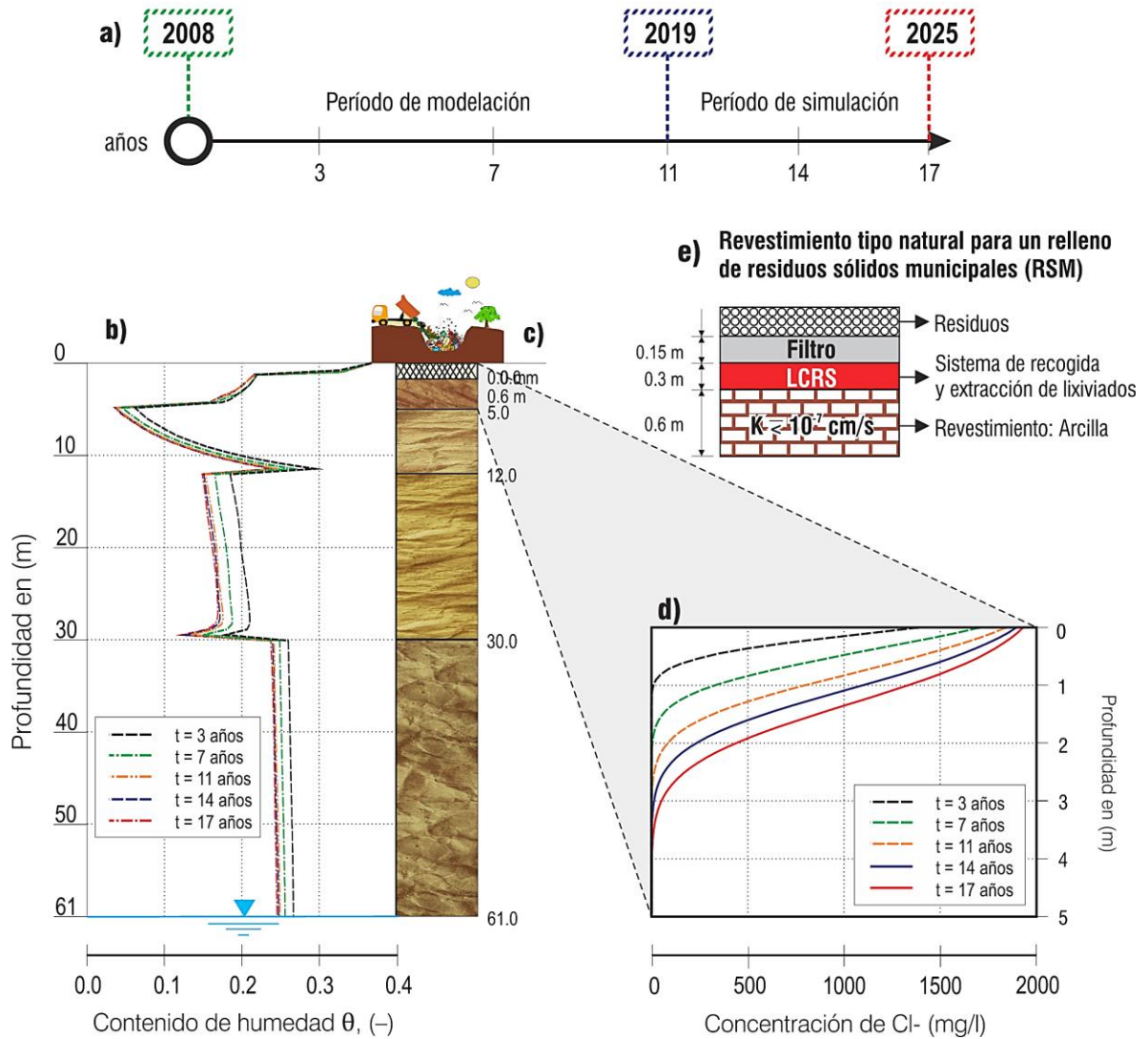


Figura 5.30 Resultados del transporte de Cl^- para el RESA Zinacantepec (d), y su relación con el contenido de humedad (b), además el inciso (c) representa el corte litológico asociado, asimismo el inciso (e) ilustra el tipo de revestimiento empleado en la modelación.

Caso hipotético: Zinacantepec

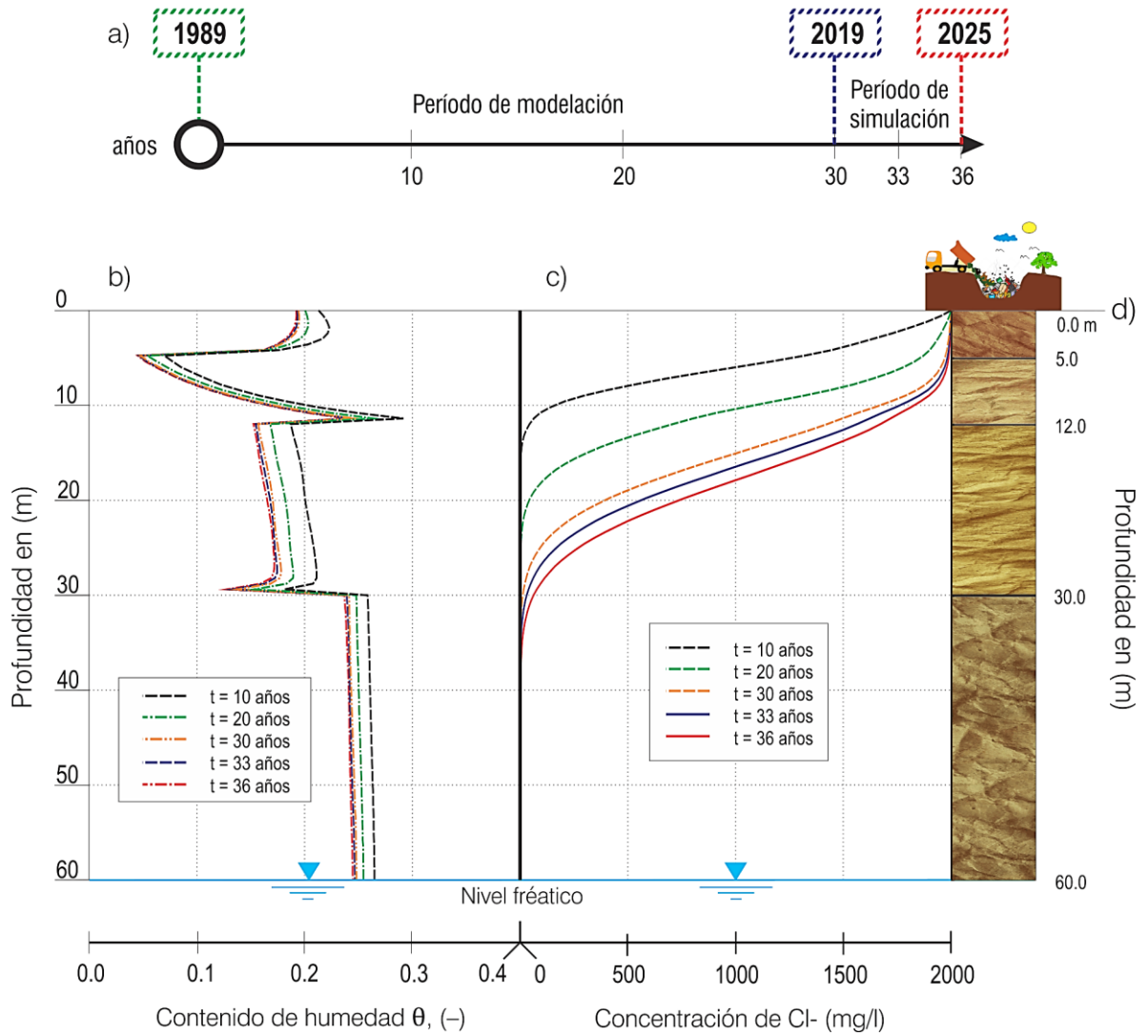


Figura 5.31 Resultados del transporte de Cl^- asumiendo un caso hipotético en el RESA Zinacantepec (c), y su relación con el contenido de humedad (b), asimismo se observa cómo el Cl^- se introduce en el subsuelo en función del tiempo (a). La columna de la derecha (d) representa el corte litológico asociado.

De los resultados derivados de la modelación se analizaron variables como presión de succión h , flujo de agua q y el contenido de humedad θ . Bajo este contexto, se observó que cuando incrementa h , q y θ también incrementan en magnitud. Sin embargo, en todos los casos se apreció que la variable más sensible a la heterogeneidad de los estratos a través del perfil es θ , mientras que h y q presentan menos discontinuidades. Dado que el flujo en la ZNS es principalmente al contenido de humedad (Tindall *et al.*, 1999) para fines de esta investigación en los gráficos 5.22-5.30 se estableció el contenido de humedad θ como variable al realizar la comparación con el transporte del soluto debido a las variaciones presentadas.

De esta forma, se puede asimilar que la matriz de los estratos de naturaleza limos y arcillas de baja conductividad hidráulica, dan lugar a un aumento en el contenido de humedad del medio y en consecuencia a un retardo significativo en el transporte. De este modo, algunos estratos dentro de los perfiles determinan la tasa de infiltración del soluto en la ZNS. De manera que, el transporte del soluto muestra declives importantes cuando este atraviesa estratos de arcilla y alcanza estratos como áreas gruesas.

También se observa que el bajo contenido de humedad en algunos estratos de material grueso, como arenas y gravas indican que son capaces de drenar con suficiente rapidez el soluto, de ahí que el soluto es capaz de penetrar más rápidamente estos estratos, y se asimila como una relación entre los valores de K_s y el contenido de humedad. En efecto, la matriz de los estratos con materiales finos como limo y arcilla asociado a su baja conductividad hidráulica, da lugar a un aumento en el contenido de humedad y en consecuencia a un retardo mayor en el transporte, de este modo el contenido de humedad determina la velocidad de penetración del soluto a través de la ZNS.

En general, los resultados de contenido de humedad no fueron uniformes a lo largo del perfil, dado que, el contenido de humedad θ , el potencial de matriz ψ y la conductividad hidráulica K_s , todas varían con la profundidad con la componente de utilizar materiales heterogéneos (Tindall *et al.*, 1999). Dado que, en campo es muy difícil de encontrar una sola capa homogénea, por el contrario, es más común dar con perfiles heterogéneos. Por lo cual, en todas las modelaciones se usó un perfil heterogéneo, por ejemplo, en la Figura 5.23 la primera capa es arena y la segunda es arcilla que subyace a la primera se encontraron discontinuidades del contenido de humedad en las interfaces de las dos capas (Tindall *et al.*, 1999).

Es notorio que, no se tiene un comportamiento continuo y homogéneo en el contenido de humedad a través de los diferentes estratos, de este modo diversos autores coinciden en que la forma de θ presenta problemas de continuidad entre distintos materiales tal como lo señalan Celia *et al.* (1990); Gottardi y Venutelli (1993); Tindall *et al.* (1999) y Kosugi (2008).

5.5 ESTIMACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA POR EFECTO DE LA DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS

El agua subterránea es vulnerable a la contaminación derivada de las actividades humanas y una vez que se contamina es muy difícil de remediar. Por lo cual, para administrar y proteger adecuadamente el recurso, es importante determinar áreas donde el agua subterránea puede ser más vulnerable a la contaminación. Dentro de la comunidad científica, existe un debate continuo sobre las diferencias entre las evaluaciones de vulnerabilidad específica y el riesgo (Liggett y Talwar, 2009). En algunos casos, no existe diferenciación entre las evaluaciones de vulnerabilidad específica y riesgo. Además, el nivel de detalle de la evaluación del riesgo puede variar según el estudio.

La evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea para el presente trabajo adoptó el modelo de relación entre la carga contaminante CC y la fragilidad del medio FM (Foster y Hirata, 1991; Turner y Franklin, Natural Resources Canada; Brouyère *et al.*, 2001; Liggett y Talwar, 2009 y Pizzol *et al.*, 2015). En tal sentido, la estimación del riesgo tiene en cuenta la masa actual del contaminante, así como su concentración crítica, lo cual es un proceso jerárquico que se inicia con la vulnerabilidad intrínseca y se complementa con la vulnerabilidad específica (Brouyère *et al.*, 2001; Frind *et al.*, 2006; Gárfias *et al.*, 2017).

Bajo los argumentos antes expuestos, los resultados obtenidos en la presente investigación han sido diversos y de gran importancia, pero se concentran finalmente en la generación de un mapa de riesgo de contaminación del agua subterránea por efecto de la disposición final de residuos sólidos en el Valle de Toluca, generado a partir de la metodología de evaluación del riesgo (Figura 4.6). Así pues, este estudio se enfocó principalmente en la ZNS ya que esta representa la primera y más importante defensa natural contra la contaminación de las aguas subterráneas (Matthes *et al.*, 1985; Foster, 1985). Esto no solo es por su posición estratégica entre la superficie y el nivel freático sino también porque su ambiente es generalmente más favorable para la atenuación de contaminantes.

Con la configuración del modelo numérico se implementaron condiciones de frontera inferiores y superiores, donde se analizaron variables de la Carga Contaminante *CC* y la fragilidad del medio *FM*, en tanto la *CC* se analizó en términos de:

- ✓ ***La clase de contaminante involucrado***: en este sentido se optó por el soluto *Cl* debido a su alta movilidad e insignificante degradación.
- ✓ ***El modo de disposición en el subsuelo***: la mayoría de los sitios de disposición final se emplazan sobre depresiones del terreno que favorecen a la infiltración de lixiviado, debido al estancamiento de lixiviado además de generar una carga constante al medio.
- ✓ ***El tiempo de aplicación de la carga contaminante***: está bien documentado que la producción de lixiviados en sitios de disposición final siempre es constante en el tiempo, lo cual puede llevar a una carga constante a lo largo de años o décadas.

Por lo tanto, los ocho sitios de disposición final de residuos sólidos se analizaron de forma independiente, y se determinó que la mayoría se sitúa a cielo abierto, además de asumir que los vertederos no tienen un sistema de impermeabilización o bien un sistema de recolección de lixiviados, por consiguiente, representan una fuerte amenaza potencial para el agua subterránea debido a las filtraciones de lixiviados provenientes de este tipo de sitios. Por otra parte, los ocho sitios documentados en este estudio por su propia constitución específica se constituyen como una fuente finita contaminante cuyas dimensiones de área y profundidad respecto al nivel natural del terreno son considerables.

La fragilidad del medio *FM*, aquí se evaluó en términos de la vía de este modelo, es decir, la facilidad con que los contaminantes pueden pasar de la fuente al receptor siendo este el nivel freático, bajo este entendido se analizaron tres variables fundamentales específicas de la *ZNS*:

- ✓ ***Litología de la zona no saturada***: la cual determinó la velocidad de propagación de un contaminante y procesos de atenuación; cuanto más permeable fue el estrato o la unidad geológica menor coexistió la capacidad de atenuación del medio y viceversa.
- ✓ ***Conductividad hidráulica***: este componente decretó la capacidad que tienen los materiales para el desplazamiento de posibles contaminantes, de modo que cuanto mayor fue su valor, mayor fue la capacidad con la que los lixiviados lograba penetrar el medio y recíprocamente.

- ✓ **Espesor de la zona no saturada:** controló de cierta forma la duración y/o tiempo que invierte un contaminante y su propagación hasta alcanzar la zona saturada, de modo que cuanto mayor espesor obtuvo la zona no saturada mayor protección adquirió el agua subterránea, además esta variable asumió mutua relación con el perfil litológico.
- ✓ **Tiempo de exposición:** dependió del tiempo de operación del sitio de disposición final, lo cual determinó la intensidad con la que el soluto Cl^- es capaz de penetrar los substratos que subyacen a los sitios de disposición final a través del tiempo.

En tal sentido, la fragilidad del medio se orientó en torno a los puntos antes mencionados, con el objetivo de conocer mediante el ejercicio de la simulación numérica el avance vertical de los lixiviados en la *ZNS* y la evaluación del transporte de contaminantes bajo los procesos de advección-dispersión considerando las variables anteriores. La conjugación de ambas variables CC y FM implicó el cálculo de la posibilidad de que un contaminante en particular exceda una cierta concentración, de modo que para la presente investigación la modelación numérica fungió como una herramienta que coadyuvó al análisis de la FM de la *ZNS* al modelar un soluto Cl^- en el perfil litológico y su posible llegada al nivel freático.

Bajo este contexto, el **Sitio No.1 Almoloya del Río** en la Figura 5.23 muestra el impacto que produce la fuente en la *ZNS*, particularmente en la primera capa de arena alcanzando una profundidad de nueve metros para el año 2019 y en su proyección hacia el año 2025, alcanza una profundidad máxima de 15 m, sin embargo, la concentración de Cl^- no alcanza el nivel freático situado a los 30 m de profundidad. Por lo tanto, se establece que este sitio está siendo protegido por una capa de arcilla que retarda el avance del soluto.

Para el **Sitio No.2 Calimaya** el impacto del soluto para el año 2019 alcanzó los 25 m y su proyección se situó en 38 m, a pesar del importante avance del soluto a través del tiempo, la *ZNS* cuenta un espesor de 100 m lo cual favorece a la protección del agua subterránea, no obstante, los materiales que conforman el perfil litológico son arenas y gravas con permeabilidad alta lo que puede facilitar el transporte de contaminantes a largo plazo.

El **Sitio No.3 Capulhuac** para el año 2019, el soluto alcanzó una profundidad máxima de 12 m y en su proyección hacia el año 2025 logró penetrar hasta 16 m, así pues, el sitio posee una *ZNS* constituida por materiales finos de permeabilidades bajas, lo cual refuerza la protección

del recurso, sin embargo, la *ZNS* tiene 25 m de espesor lo cual podría tener consecuencias a largo plazo sobre el recursos hídrico subterráneo, si el sitio continua operando al ritmo que lleva actualmente.

En tanto, el *Sitio No.4 Metepec* se corroboró efectivamente que para el año 2007 tal como lo indican trabajos previos una masa contaminante alcanza una profundidad de 60 m y para el año 2019 prácticamente el soluto alcanza un estado estacionario, resultado de variables como la litología de la *ZNS* y las permeabilidades de los estratos, porque a pesar de que el perfil tiene un espesor considerable, la litología del sitio lo conforman arenas con valores de conductividad hidráulica altos. De manera que, en el año 2019 alcanza el nivel freático con una concentración de $Cl=1680\text{ mg/l}$. En consecuencia, la calidad del agua subterránea que subyace al sitio se ha visto comprometida debido a que esta concentración rebasa los límites establecidos para consumo humano de 250 mg/l Cl con base en la NOM-127-SSA1-1994.

Por su parte, el *Sitio No.5 Mexicaltzingo* de igual forma corroboró que para el año 2014 tal como lo refieren estudios previos, el soluto alcanza profundidades de 7 a 10 m a partir de la base de la fuente y para el año 2019 el soluto alcanza el nivel freático. Por consiguiente, se establece las causas que derivan lo anterior es el espesor de la *ZNS* de 15 m, así como los estratos constituidos principalmente de arenas que facilitan la infiltración del soluto además de adquirir una distancia corta que penetrar para alcanzar el nivel freático.

Por otra parte, la *ZNS* tiene dos estratos conformados de material fino que amortiguan el avance del soluto, sin embargo, no son suficientes para contener el avance debido a que su espesor es de un metro para cada estrato. Dicho lo anterior, la concentración con la que llega el soluto al agua subterránea es de 810 mg/l de Cl lo que confirma el deterioro de la calidad del agua subterránea que subyace al sitio rebasando los límites permisibles para consumo humano de 250 mg/l Cl con base en la NOM-127-SSA1-1994.

Por otro lado, para los Rellenos Sanitarios fue trascendental el revestimiento asumido en el fondo cada sitio de disposición final, así como las características del estrato inmediato que subyace dicho revestimiento. De tal forma, que estas características favorecieron para que el transporte únicamente se viera reflejado dentro de los primeros cinco metros en cada uno de los *RESA*. De ahí que, el *RESA San Antonio la Isla* la profundidad máxima del soluto para el año 2019 fue de 2.5 m y en el año 2025 alcanzó apenas los 4 m de profundidad.

En tanto, el **RESA Xonacatlán** el soluto consiguió una profundidad máxima de 3 m en el año 2019, y para el 2025 el soluto trascendió a los 4 m. Finalmente, el **RESA Zinacantepec** fue el que tuvo menor alcance en el transporte del soluto, de ahí que, en el año 2019 el soluto logró penetrar apenas a los 2 m y en el 2025 avanzó un metro logrando apenas llegar a los 3 m de profundidad dentro del perfil.

En cuanto a la modelación de casos hipotéticos en los Rellenos Sanitarios, de igual forma se analizaron las variables que determinan el transporte de solutos, tomando en consideración casos desfavorables de infiltración directa de lixiviado hacia el subsuelo, lo cual hace una distinción bastante marcada al poder observar los resultados y las diferencias entre las modelaciones considerando las características propias de un **RESA** y de un vertedero.

Para el **Sitio No.6 San Antonio la Isla**, la influencia del espesor de la **ZNS**, los materiales que la conforman y su conductividad hidráulica deriva en un transporte de soluto con avance sustancial, siendo que para el año 2019 se tiene un avance máximo de 13 m, sin embargo, considerando un futuro cercano en el año 2025 el soluto alcanza el nivel freático con concentraciones de *120 mg/l de Cl*, por lo que tomando en cuenta el funcionamiento del sitio a largo plazo este podría tener graves problemas de contaminación del agua subterránea.

Para el **Sitio No.7 Xonacatlán** el espesor de la **ZNS** de 80 m, los materiales que la conforman y sus conductividades hidráulicas hacen que el sitio tenga una protección significativa ante la fuente potencial de contaminación de este tipo, dado que el soluto para el año 2019 alcanza una profundidad de 24 m y en la proyección en el año 2025 logra un avance máximo de 33 m. De esta forma, el sitio adquiere una protección en las capas inferiores las cuales retrasan el soluto de forma considerable.

Por último, el **Sitio No.8 Zinacantepec** adquiere una **ZNS** de 60 m compuesta por materiales finos como arcillas y limos de ahí que los valores de permeabilidad son bajos, dichas variables han permitido un retardo en el avance del soluto el cual ingresa a lo largo del tiempo, por lo que, para el año 2019 el soluto alcanza un avance máximo de 29 m y en su proyección hacia el año 2025 logra penetrar hasta los 33 m. De modo que, el agua subterránea que subyace al sitio de disposición final es protegido por las características litológicas de la **ZNS**. De este modo, los resultados en términos de estimación del riesgo de forma puntual se visualizan de la siguiente manera (Tabla 5.13 y Figura 5.32-5.33):

Tabla 5.13 Resumen de las variables analizadas para determinar el riesgo de contaminación del agua subterránea, por efecto de la disposición final de residuos sólidos en ocho sitios ubicados sobre el Valle de Toluca.

Identificación de la fuente de contaminación: Sitios de disposición final de residuos sólidos								
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 8
Ubicación del fuente	Zona no saturada	Zona no saturada	Superficie del terreno	Nivel somero del agua sub.	Nivel somero del agua sub.	Revestimiento del RESA	Revestimiento del RESA	Revestimiento del RESA
Liberación de la fuente	Continua	Continua	Continua	Continua	Continua	Continua	Continua	Continua
Tipo de contaminante	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻
Condiciones hidrogeológicas								
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 8
Estructura de la zona no saturada	3 estratos	4 estratos	3 estratos	6 estratos	5 estratos	2 estratos	9 estratos	4 estratos
Profundidad del agua subterránea	30 m	100 m	25 m	60 m	15 m	20 m	80 m	60 m
Resultados de la modelación y simulación: profundidad máxima alcanzada por el frente del soluto								
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 8
Año 2019	10 m	25 m	14 m	60 m	15 m	2.5 m	3 m	2 m
Año 2025	19 m	38 m	17 m	60 m	15 m	4 m	4 m	3 m
Concentración de Cl⁻	S/D	S/D	S/D	1680 mg/l	810 mg/l	S/D	S/D	S/D
Nivel de riesgo de contaminación del agua subterránea								
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 8
Año 2019	Bajo o nulo	Bajo o nulo	Bajo o nulo	Alto	Alto	Bajo o nulo	Bajo o nulo	Bajo o nulo
Año 2025	Bajo o nulo	Bajo o nulo	Bajo o nulo	Alto	Alto	Bajo o nulo	Bajo o nulo	Bajo o nulo

*Cl⁻ = Cloruros *S/D = Sin Datos

Riesgo de contaminación del agua subterránea por efecto de la disposición final de residuos sólidos para el año 2019

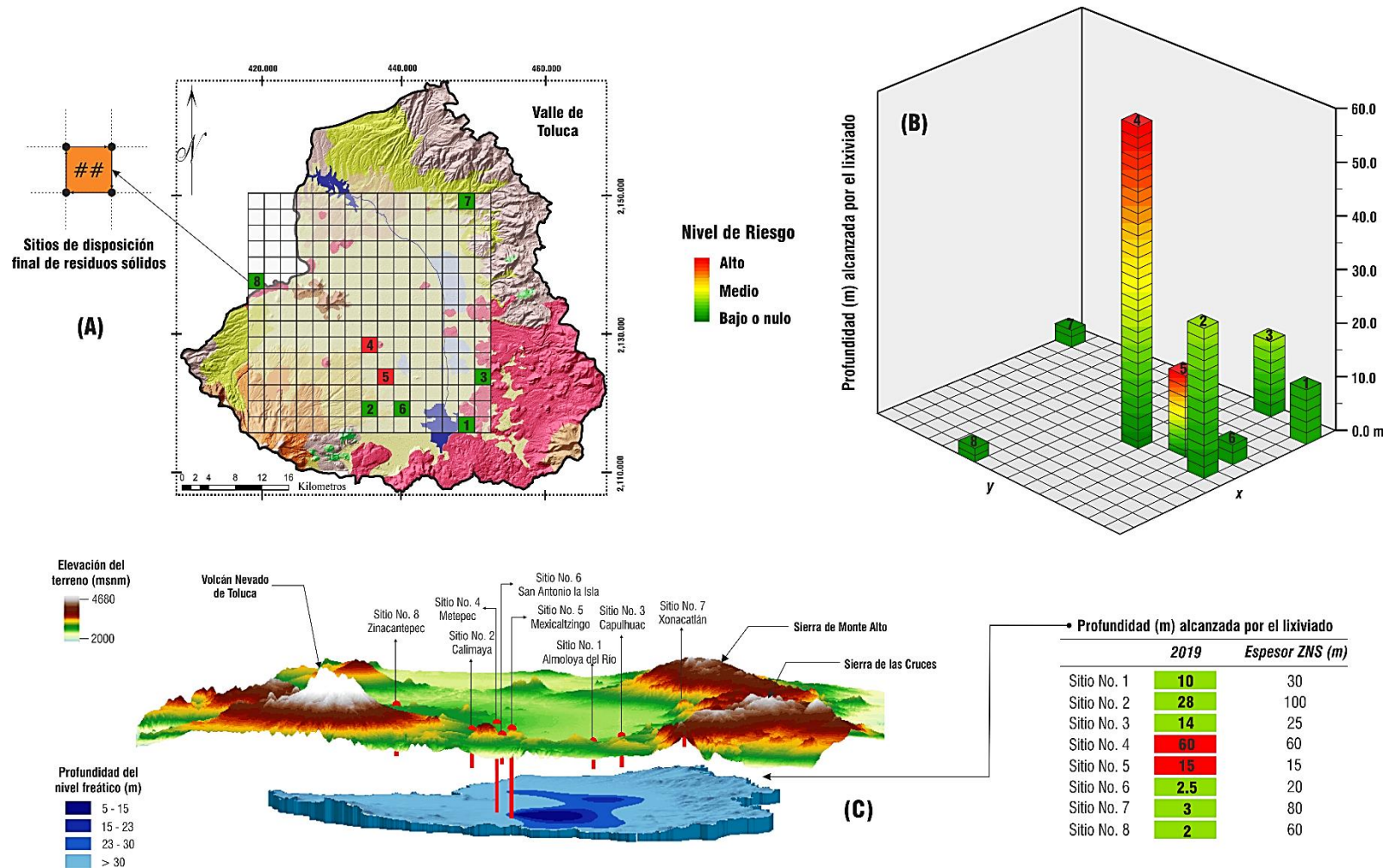


Figura 5.32 (a) Mapa que representa de forma puntual el riesgo de contaminación del agua subterránea para el año 2019, además se muestra la geología superficial, (b) grafica de barras con la profundidad alcanzada por el Cl⁻ y (c) imagen ilustrativa del Valle de Toluca con la profundidad que alcanza el soluto en su trayectoria a través del subsuelo.

Riesgo de contaminación del agua subterránea por efecto de la disposición final de residuos sólidos para el año 2025

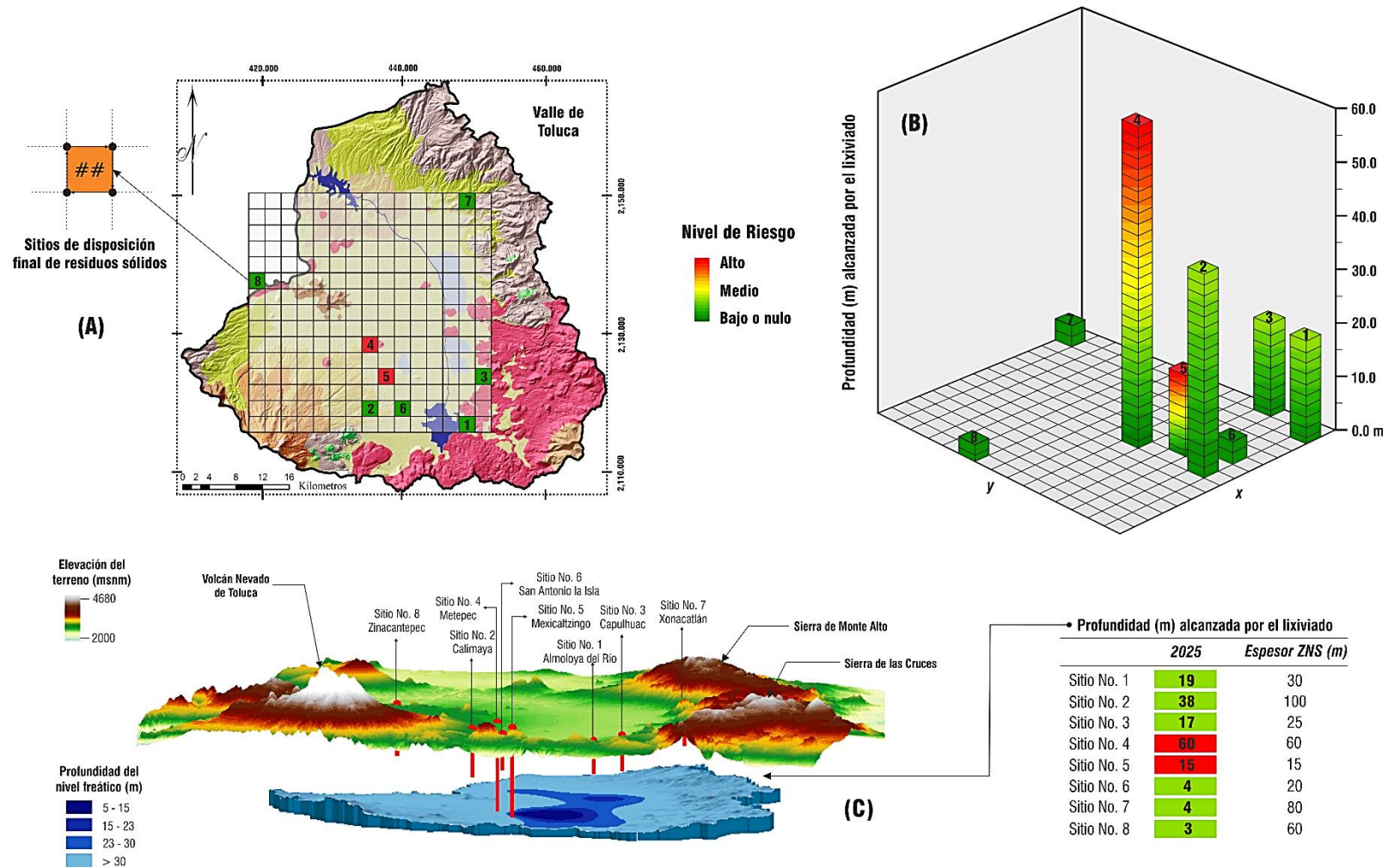


Figura 5.33 (a) Mapa que representa de forma puntual el riesgo de contaminación del agua subterránea para el año 2025, además se muestra la geología superficial, (b) grafica de barras con la profundidad alcanzada por el Cl⁻ y (c) imagen ilustrativa del Valle de Toluca con la profundidad que alcanza el soluto en su trayectoria a través del subsuelo.

CONCLUSIONES

La investigación realizada demuestra que, si bien algunos factores contribuyen de forma significativa en la estimación del riesgo de contaminación del agua subterránea por efecto de la disposición final de residuos sólidos, tales como: el tipo de sitio y el método empleado en la colocación, distribución y arreglo de los residuos. Estas variables inciden en la estimación del riesgo para los rellenos sanitarios, puesto que los resultados del modelo numérico aplicado a estos sitios así lo manifiestan. Dado que, los rellenos sanitarios consideran una geomembrana en la parte inferior que impide la filtración directa de los lixiviados. Por otro lado, otros factores debilitan al sistema hidrogeológico como: las características litológicas e hidrodinámicas y el espesor de la zona no saturada, estas últimas variables intervienen de forma significativa en la estimación del riesgo para los sitios catalogados como vertederos.

Por consiguiente, lo anterior permite validar la hipótesis planteada ya que, de acuerdo con el contexto geográfico, geológico, topográfico y método de disposición correspondiente a los ocho sitios de disposición final ubicados sobre el Valle de Toluca, no es posible disponer de un modelo conceptual único del funcionamiento de cada sitio. A causa de que, cada sitio se adapta a socavones y/o depresiones del terreno, de ahí que, seis sitios de disposición final se sitúan sobre configuraciones topográficas modificadas por el hombre (sitios 1, 2, 4, 5, 6 y 7). Es decir, sobre socavones originados a partir de la extracción de materiales pétreos. Mientras que, los sitios 3 y 8 se adaptaron sobre el nivel topográfico original del terreno.

En cuanto a los rellenos sanitarios muy a pesar de operar bajo los términos estipulados en los reglamentos y normativas ambientales, no obstante, se observaron deficiencias que pueden afectar y causar un impacto significativo al agua subterránea. A causa de, que se observaron problemas de construcción que dan origen a fugas de lixiviado en las periferias donde se asientan este tipo de sitios e incluso dentro de las celdas, asimismo, se observó una deficiente colocación de la geomembrana para el revestimiento inferior de las celdas.

En relación con el perfil litológico para los ocho sitios, en términos generales geológicamente se caracteriza por conformarse de rocas de origen volcánico y sedimentarias de tipo granular; principalmente depósitos de tobas arenosas con intercalaciones de gravas, arcillas y brechas basálticas. En particular, los sitios 2, 6 y 7 se sitúan en zonas de grandes depósitos de origen volcánico con paquetes de arenas, gravas, lapilli y pómez de espesores considerables. Por su parte, la zona no saturada en la mayoría de los sitios posee un espesor importante. Por ejemplo, los sitios 2, 4, 7 y 8 con 100, 60, 82 y 60 m respectivamente, en tanto que los sitios 1, 3, 5 y 6 asumen un espesor menor con valores de 30, 25, 15 y 20 m respectivamente.

Con respecto a la ejecución del modelo numérico se consideraron condiciones de frontera por debajo de los sitios, siendo objeto de estudio la base de los residuos y la superficie del subsuelo, de ahí que, no se consideraron condiciones de frontera exteriores como condiciones climáticas, debido a que, simultáneamente a este trabajo se realizaba una investigación que evaluó la influencia de condiciones climáticas y de disposición de residuos, en el cálculo de la generación del volumen de lixiviados en estos mismos sitios.

Con relación al proceso de calibración del modelo se llevó a cabo empleando el método de prueba y error, únicamente para los sitios 4 y 5 en un periodo de tiempo 1979-2007 y 1985-2014 respectivamente, los cuales disponían de información propia de los sitios, de ahí que, los resultados del modelo se aproximaron a los resultados observados en campo.

Por lo que se refiere a, el arreglo numérico efectuado para los rellenos sanitarios se asumió una geomembrana tipo natural constituida de arcilla en la parte superior de cada perfil con espesor de 0.6 m, lo cual dio como resultado que esta capa controlara de forma significativa el transporte dentro del perfil. Asimismo, demostró ser una muy buena barrera de contención ante el frente de lixiviado, en tanto que los sitios 6, 7 y 8 el transporte de soluto no excedió

los primeros cuatro metros del perfil, para un periodo de tiempo de 17 años. Por su parte, en los vertederos el transporte del soluto a través del perfil estuvo condicionado por el contenido de humedad en cada estrato, de modo que, a mayor contenido de humedad menor transporte del soluto y a menor contenido humedad mayor fue el transporte dentro del perfil.

De esta forma, los sitios 4 y 5 presentan alto riesgo de contaminación, debido a las altas concentraciones de *Ct* que llegan hasta el nivel freático, de acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994 rebasan los límites permisibles para consumo humano hasta 10 veces lo permitido. La zona no saturada de poco espesor para el sitio 5, además de estar constituida por limos, arenas y gravas facilitan la infiltración de los lixiviados. Por su parte, el sitio 4 a pesar poseer un espesor considerable de zona no saturada, la variable del tiempo de funcionamiento, la forma de disposición y los materiales principalmente arenas que conforman el perfil, favorecieron a la infiltración de lixiviados hasta alcanza el nivel freático.

En cuanto a los sitios 1, 2, 3, 6, 7 y 8 manifiestan un riesgo bajo o nulo, influenciado por poseer espesores de zona no saturada relevantes, además por su perfil litológico conformado de materiales arcillosos y limosos, de modo que, disponen de valores de permeabilidad bajos que retardan el transporte del soluto. No obstante, estos sitios pueden causar gradualmente la acumulación de sustancias con un alto potencial de contaminación en el suelo, afectando peligrosamente el desarrollo de especies endémicas de flora y fauna, degradar la calidad del agua superficial, así como impactar la calidad del aire, además del paisaje de la región y de poner en riesgo la salud de las personas que viven cerca de estos sitios.

Finalmente, se ha realizado una aplicación del modelo *HYDRUS-1D*, el cual se ha establecido como la parte medular de este trabajo para estimar los distintos grados de riesgo. En efecto, no existe una técnica única para evaluar el riesgo del agua subterránea y, probablemente, no será posible desarrollarla, dada la variedad de condiciones y necesidades en diferentes lugares geográficos. No obstante, con ayuda de herramientas informáticas SIG y, tomando como base la interpretación de los resultados, se creó un mapa de riesgo de contaminación del agua subterránea para el año 2019 y 2025 de manera puntual sobre los sitios de disposición final.

TRABAJO FUTURO

Se recomienda dar seguimiento a este tipo de estudios en cuestión de realizar modelaciones numéricas considerando reacciones químicas, que muy probablemente ayuden a entender los procesos específicos de un soluto dentro del perfil litológico y en consecuencia puedan ofrecer una mejor comprensión de las condiciones hidrodinámicas situadas por debajo de este tipo de sitios. Igualmente, fortalecer el trabajo de campo, ya sea mediante la perforación de pozos de monitoreo ubicados en las proximidades de la fuente o bien trabajos geofísicos, que logren detectar de manera indirecta la configuración del medio y al mismo tiempo inferir las formaciones geológicas ubicadas por debajo de este tipo de sitios.

De acuerdo con los resultados, revelan que la barrera de arcilla situada debajo de los rellenos sanitarios a prueba de fugas es efectiva para la contención de los lixiviados, de tal forma es recomendable la construcción de este tipo de sitios, en comparación con los vertederos. Sin embargo, muchas veces las limitaciones financieras impiden el establecimiento de este tipo de obras de ingeniería civil para la disposición de residuos.

Los resultados obtenidos no se pueden estimar de manera confiable porque hay deficiencias de datos y, desafortunadamente, la fuga inferida no se pudo comparar con las investigaciones en campo para algunos sitios. Por esta razón, se recomienda realizar estudios posteriores a fin de verificar la confiabilidad de este valor estimado con pruebas de campo para confirmar las precisiones de cada valor estimado.

Este tipo de estudios constituyen un punto de partida para las nuevas investigaciones que permitan determinar y seleccionar la mejor alternativa de evaluación, al igual que sirve de guía para la realización de monitoreos de la calidad del agua del acuífero. En este contexto, es recomendable formular un plan de monitoreo y la densificación de la red, de manera que los resultados puedan ser validados y se puedan llegar a desarrollar estudios que den bases científicas para la protección y manejo del recurso hídrico subterráneo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., y Al-Rekabi, W. S. (2009). *Review on LandWll Leachate Treatments*. Journal of Applied Sciences Research, 5(5), 534-545.
- Abiriga, D. (2017). *Groundwater contamination from an old municipal landfill at Revdalen, Norway. Groundwater quality, redox conditions and feasibility of natural attenuation as a remedy*. University College of Southeast Norway. Faculty of Arts and Sciences. Thesis Master's in Environmental Science. pp. 62.
- Aljaradin, M., Selim, T., y Persson, K. (2011). *Evaluation of the cover effect in mafraq landfill-jordan using hydrys-2d simulation*. Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium
- Anderson, M. P., Woessner, W. W., y Hunt, R. J. (2015). *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. Academic Press.
- Ariel Consultores, S. A. (1996). *Estudio de la Simulación hidrodinámica y diseño óptimo de las redes de observación de los acuíferos de la Calera, San Luis Potosí y Toluca*. Contrato GAS-012-PRO-96, Para la Gerencia de Aguas Subterráneas. CNA.
- Aziz, H. A., Zahari, M. S. M., Bashir, M. J., y Hung, Y. T. (2014). *Chapter 13: Groundwater Contamination at landfill site*. In Handbook of Environment and Waste Management: Land and Groundwater Pollution Control (pp. 781-817).
- Aziz, S. Q., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Bashir, M. J., y Umar, M. (2010). *Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study*. Journal of environmental management, 91(12), 2608-2614.
- Aziz, H. A., Alias, S., Adlan, M. N., Asaari, A. H., y Zahari, M. S. (2007). *Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes*. Bioresource technology, 98(1), 218-220.
- Barbosa, N. L. A., González, D. F. y Turpin, M. S. J. (2016). *Estudio de residuos de concreto como material de cubierta en un relleno sanitario*. Memorias Encuentro de los residuos sólidos como fuente de materiales y energía. (9), 13, 126-137.
- Batu, V. (2005). *Applied flow and solute transport modeling in aquifers: fundamental principles and analytical and numerical methods*. CRC Press.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. New York American Elsevier Pub.
- Bedient, P. B. (1999). "Ground Water Contamination. Transport and Remediation". Prentice Hall PTR, 604 pp.
- Beltrán, G. G., Reyes, G. P. M., Miranda, G. M., y Silva, T. B. P. (2013). *Aplicación del modelo visual MODFLOW para la evaluación de la hidrodinámica del acuífero subyacente a un vertedero de residuos sólidos urbanos*. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 29, 119-126.
- Bernard, P.Y., Benoît, M., Roger-Estrade, J., y Plantureux, S. (2016). *Using biophysical models to manage nitrogen pollution from agricultural sources: utopic or realistic approach for non-scientist users? Case study of a drinking wáter catchment area in Lorraine, France*. J. Environmental Management 183, 260-274.

- Bhalla, B., Saini, M. S., y Jha, M. K. (2013). *Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill*. International Journal of Research in Engineering and Technology, 2(8), 223-232.
- Bjerg, P. L., Tuxen, N., Reitzel, L. A., Albrechtsen, H. J., y Kjeldsen, P. (2011). *Natural attenuation processes in landfill leachate plumes at three Danish sites*. Groundwater, 49(5), 688-705.
- Bjerg, P. L., Albrechtsen, H. J., Kjeldsen, P., Christensen, T. H. y Cozzarelli, I. M. (2003). '9.16 - *The Groundwater Geochemistry of Waste Disposal Facilities A2 - Holland, Heinrich D'*, in Turekian, K.K. (ed.) Treatise on Geochemistry. Oxford: Pergamon, pp. 579-612.
- Blanco-Figueroa A. (2007). *Assessment of groundwater contamination by landfill leachate in Toluca Valley, Mexico*. Master Thesis, University of Lüneburg, Faculty for Environment and Technology, Suderburg, Germany. 88 pp.
- Bloomfield, K., y Valastro Jr, S. (1977). *Late Quaternary tephrochronology of Nevado de Toluca volcano, central Mexico*. Overseas Geology and Mineral Resources (UK). no. 46.
- Bonaparte, R., Daniel, D., y Koerner, R. M. (2002). *Assessment and recommendations for improving the performance of waste containment systems*. EPA-Environmental Protection Agency. (p. 1039).
- Bouma, J., Ziebell, W. A., Walker, W. G., Olcott, P. G., McCoy, E., y Hole, F. D. (1972). *Soil absorption of septic tank effluent*. A field study of some major soils in Wisconsin. Information circular, (20).
- Brooks, R., y Corey, T. (1964). *HYDRAU uc properties of porous media*. Hydrology Papers, Colorado State University, 24, 37.
- Bruckler, L., Bertuzzi, P., Angulo-Jaramillo, R., y Ruy, S. (2002). *Testing an infiltration method for estimating soil hydraulic properties in the laboratory*. Soil science society of america journal, 66(2), 384-395.
- Brutsaert, W. (2005). *Hydrology: an introduction*. Cambridge University Press.
- Brouyère, S., Jeannin, P. Y., Dassargues, A., Goldscheider, N., Popescu, I. C., Sauter, M., y Zwahlen, F. (2001). *Evaluation and validation of vulnerability concepts using a physically based approach*. Mémoire des Sciences et Techniques de l' Environnement, 13, 67-72.
- Buckingham, E. (1907). *Studies on the movement of soil moisture*. USDA Bureau of Soils: Washington, Bulletin 38.
- Burdine, N. (1953). *Relative permeability calculations from pore size distribution data*. Journal of Petroleum Technology, 5(03), 71-78.
- Canter, L. W., Knox, R. C., y Fairchild, D. M. (1988). *Groundwater quality protection*. Chelsea, MI: Lewis Publishers.
- Cárdenas, P. R. (2014). *Estimación de biogás y lixiviados generados en sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos del Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología. Pp 189.
- Carpenter, P. J., Ding, A., y Cheng, L. (2012). *Identifying groundwater contamination using resistivity surveys at a landfill near Maoming*. China. Nature Education Knowledge, 3(7), 20.
- Carsel, R. F., y Parrish, R. S. (1988). *Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics*. Water Resources Research, 24(5), 755-769.

- Castellazzi, P., Garfias, J., Martel, R., Brouard, C., y Rivera, A. (2017). *InSAR to support sustainable urbanization over compacting aquifers: The case of Toluca Valley, Mexico*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63, 33-44.
- Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Ulmanu, M., Anger, I., y Marañón, E. (2010). *Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate*. *Waste Management*, 30(2), 228-235.
- Causapé, J., Quilez, D., y Aragués, R. (2006). *Groundwater quality in CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): Alternative scenarios to reduce off-site salt and nitrate contamination*. *Agricultural water management*, 84(3), 281-289.
- Celia, M. A., Bouloutas, E. T., y Zarba, R. L. (1990). *A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation*. *Water resources research*, 26(7), 1483-1496.
- Cherry, J. A., y Healey, M. C. (1986). *Groundwater occurrence and contamination in Canada*. Institute for Ground Water Research, University of Waterloo.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., y Heron, G. (2001). *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Christensen, T. H., Bjerg, P. L., y Kjeldsen, P. (2000). *Natural attenuation: a feasible approach to remediation of ground water pollution at landfills?*. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 20(1), 69-77.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA) (2015). *Disponibilidad del agua subterránea (DOF 20 de abril de 2015)*. Consultado el 10 de agosto de 2018, información digital: <http://www.conagua.gob.mx/disponibilidad.aspx?n1=3&n2=62&n3=112>
- CONAGUA-GTZ. (2008). *Plan de Manejo de la Cuenca del Río Lerma en el Valle de Toluca*. (Informe final). Impreso en México.
- CONAGUA-GTZ. (2006). *Estudio de generación y caracterización de residuos sólidos municipales*. Gobierno del Estado de México. Secretaría de Ecología. Dirección General de Normatividad y Apoyo Técnico. México.
- CONAGUA Comisión Nacional del Agua-Desarrollo y Sistemas, S.A. (2005). *Zonas de reserva de agua potable para la ciudad de Toluca*.
- CNA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA) (1996). *Estudio de simulación hidrodinámica y diseño óptimo de las redes de observación de los acuíferos de Calera, San Luis Potosí y Toluca*. Tomo 3: Acuífero de Toluca. México, D.F.: Ariel Consultores, S.A., 308 pp.
- Cornelis, W. M., Khlosi, M., Hartmann, R., Van Meirvenne, M., y De Vos, B. (2005). *Comparison of unimodal analytical expressions for the soil-water retention curve*. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6), 1902-1911.
- Cossu, R. (2013). *Groundwater contamination from landfill leachate: when appearances are deceiving!*. *Waste Management*, 9(33), 1793-1794.
- CTAEM (Comisión Técnica del Agua del Estado de México). (2018). *Plan Operativo de Manejo del Acuífero del Valle de Toluca*. Estado de México, 142 pp.
- Dash, C. J., Sarangi, A., Singh, D. K., Singh, A. K., y Adhikary, P. P. (2015). *Prediction of root zone water and nitrogen balance in an irrigated rice field using a simulation model*. *Paddy and Water Environment*, 13(3), 281-290.

- Davis, M. L., y Masten, S. J. C. (2005). *Ingeniería y ciencias ambientales* (No. 628 D2951i Ej. 1). McGraw-Hill.
- Debate México (2019). (Fecha de consulta: 20/03/2019). <https://www.debate.com.mx/mexico/Rellenos-sanitarios-en-Mexico-operan-fuera-de-norma-20190305-0145.html>
- Del Campo, M. M., Esteller, M. V., Expósito, J. L., y Hirata, R. (2014). *Impacts of urbanization on groundwater hydrodynamics and hydrochemistry of the Toluca Valley aquifer (México)*. Environmental Monitoring and Assessment, 186(5), 2979-2999.
- Delleur, J. W. (2000). *The handbook of groundwater engineering*. CRC press.
- Deng, Y., y Englehardt, J. D. (2006). *Treatment of landfill leachate by the Fenton process*. Water research, 40(20), 3683-3694.
- Demam, Mauvois y Silva (1976). “*El Eje Neovolcánico Transmexicano*”. Congreso Latinoamericano de Geología. Instituto de Geología. UNAM. México.
- DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica). (1992). *Estudio hidrogeológico regional de los valles de Toluca e Ixtlahuaca*. Tomo I. México, D.F.: Grupo Herram de México, S.A. de C.V., 214 pp.
- Díaz, L. V. (2016). *Diagnóstico de la generación de biogás en tres sitios de disposición de residuos sólidos urbanos en el Estado de México*. Tesis Doctoral. Instituto Tecnológico de Toluca, Ingeniería Ambiental. 166 pp.
- Díaz, L. V., Marín, V. J., Hernández-Berril, M. C., Herrera, J., y Mañón, M. C. (2017). *Estimación de la generación de Metano en dos sitios de disposición final del Estado de México para su aprovechamiento*. Hacia un sistema de gestión integral de los residuos sólidos VSIR – REDISA. 6 pp.
- Dousset, S., Thevenot, M., Pot, V., Simunek, J., y Andreux, F. (2007). *Evaluating equilibrium and non-equilibrium transport of bromide and isotopuron in disturbed and undisturbed soil columns*. Jurnal Contamnation Hydrology. 94, 261-276.
- Ebrahimian, H., Liaghat, A., Parsinejad, M., Playán, E., Abbasi, F., y Navabian, M. (2013a). *Simulation of 1D surface and 2D subsurface water flow and nitrate transport in alternate and conventional furrow fertigation*. Irrigation Science, 31(3), 301-316.
- Ebrahimian, H., Liaghat, A., Parsinejad, M., Playán, E., Abbasi, F., Navabian, M., y Lattore, B. (2013b). *Optimum design of alternate and conventional furrow fertigation to minimize nitrate loss*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 139(11), 911-921.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., y Leckie, J. O. (1997a). *Environmental impacts of solid waste landfilling*. Journal of Environmental Management, 50(1), 1-25.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., y Leckie, J. O. (1997b). *Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills*. Environmental Technology, 18(7), 669-686.
- El-Gendy, A. (2003). *Leachate Treatment Using Natural Systems*. Ph.D. Thesis. Civil and Environmental Engineering. Windsor, Ontario, Canada, University of Windsor: 198.
- El Gráfico (2018). (Fecha de consulta: 6/03/2019). <https://www.elgrafico.mx/toluca/relleno-sanitario-afecta-cerca-de-50-hectareas-de-maiz-en-zinacantepec>

- El Sol de Toluca. (2018a). (Fecha de consulta: 15/03/2019).
<https://www.elsoldetoluca.com.mx/local/preocupa-incremento-de-rellenos-sanitarios-en-edomex-1768536.html>
- El Sol de Toluca. (2018b). (Fecha de consulta 6/03/2019).
<https://www.elsoldetoluca.com.mx/local/piden-cerrar-relleno-sanitario-en-zinacantepec-2672479.html>
- Engesgaard, P., y Traberg, R. (1996). *Contaminant transport at a waste residue deposit: 2. Geochemical transport modeling*. Water Resources Research, 32(4), 939-951.
- Escolero, Ó., Martínez, S., Kralisch, S., Perevochtchikova, M., y Delgado-Campo, J. (2009). *Vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable de la Ciudad de México en el contexto de cambio climático*. Informe Final.
- Espinosa, A. (2006). *Para Metepec Rehabilitación. Sección Estado*. Grupo Reforma. México, DF.:9-11.
- Esteller, M. V. y Diaz-Delgado, C. (2002). *Environmental effects of aquifer overexploitation: a case study in the Highlands of Mexico*. Environmental Management, 29(2), 266-278.
- Esteller, M. V. y Díaz-Delgado, C. (2000). Calidad y contaminación del acuífero profundo del Valle de Toluca, Estado de México. México. Aguas Subterráneas.
- El Universal, (2008). (Fecha de consulta: 25/03/2019).
<http://archivo.eluniversal.com.mx/notas/527924.html>
- El Universal, (2007). (Fecha de consulta: 10/02/2019).
<http://archivo.eluniversal.com.mx/ciudad/86168.html>
- Expósito, J. L. (2012). *Características hidrodinámicas e hidroquímicas del acuífero multicapa del valle de Toluca y sus implicaciones en la optimización de estrategias para la protección de la calidad del agua subterránea*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). 220 pp.
- Farquhar, G. J. (1989). *Leachate: production and characterization*. Canadian Journal of Civil Engineering, 16(3), 317-325.
- Fatta, D., Papadopoulos, A., y Loizidou, M. (1999). *A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area*. Environmental Geochemistry and Health, 21(2), 175-190.
- Faisal, A. H. M., y Thien, L. C. (2015). *Investigating leachate transport at landfill site using hydrus-1d*. International Journal of Environmental Science and Development, 6(10), 741.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied hydrogeology*. Waveland Press.
- Fetter, C.W. (1999). *Contaminant hydrology. Upper Saddle River*, Prentice Hall, 458 pp.
- Fitts, C. R. (2010). *Modeling aquifer systems with analytic elements and subdomains*. Water Resources Research, 46(7).
- Fitts, C. R. (2002). *Groundwater science*. Elsevier
- FIDEPAR (Fideicomiso para el Desarrollo de Parques y Zonas Industriales en el Estado de México) (2009). *Desarrollos Industriales en el Estado de México*. Secretaria de Desarrollo Económico, Gobierno del Estado de México.

- Foster, S. S. D., y Chilton, P. J. (2003). *Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 358(1440), 1957-1972.
- Foster, S., y Hirata, R. (1991). Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. CEPIS, 1-81.
- Foster, S. S. D. (1985). *Groundwater pollution protection in developing countries*. IAH Int1 Contr Hydrogeology 6:167-200.
- Frind, O., Molson, W., y Rudolph, L. (2006). *Well vulnerability: a quantitative approach for source water protection*. Groundwater, 44(5), 732-742.
- Frind, E. O., Molson, J. W., Schirmer, M., y Guiguer, N. (1999). *Dissolution and mass transfer of multiple organics under field conditions: The Borden emplaced source*. Water Resources Research, 35(3), 683-694.
- Freeze, R. A., y Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. PrenticeHall
- García, E. A. V., Pérez, J. I. J., y Olivella, R. E. (2016). *Recuperación ambiental y bienestar social en México: El caso de Calimaya, Estado de México*. DELOS: Desarrollo Local Sostenible, 9(25), 10.
- García, M. E. (2011). *Evaluación de la atenuación natural del lixiviado incorporado en la zona no saturada subyacente al vertedero de RSM del Municipio de Mexicaltzingo*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Toluca, Ingeniería Ambiental. 160 pp.
- García de Miranda, E. (1981). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM, México, DF, 243.
- Gardner, W. R. (1958). *Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table*. Soil Science, 85(4), 228-232.
- Gárfias, J., Llanos, H., Franco, R., y Martel, R. (2017). *Estimación de la vulnerabilidad del acuífero del valle de Toluca mediante la combinación de un método paramétrico y el transporte advectivo*. Boletín geológico y minero, 128(1), 25-42.
- Gárfias, J., Bibiano, L., Pérez, M., Salas, J., y Salas, N., (2013). *Estudio de la subsidencia y agrietamientos en el acuífero del valle de Toluca en el Estado de México*. Comisión Nacional del Agua, Convenio No. CGPEAYS-UAEM-07/2013. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Gárfias, J., Bibiano Cruz, L., y Llanos Acebo, H. (2008). *Uso racional y sostenible de los recursos hídricos del acuífero del valle de Toluca*. Ciencia Ergo Sum, 15(1).
- González, H. R. (2002). *Muestreador de lixiviados para SDFRS que no cuentan con sistemas de recolección*. XXVIII Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México.
- Gómez, M., Corona, F., y Hidalgo, D. (2018). *Variations in the properties of leachate according to landfill age*. [Diapositivas de PowerPoint, 29 diapositivas]. Recuperado el 22 de Marzo del 2019 de: <http://uest.ntua.gr/naxos2018/proceedings/presentation/SessionXXIII16.00.pdf>
- Gómez-Beltrán, G. (2014). *Evaluación del comportamiento de la pluma de contaminación generada en el vertedero de residuos del municipio de Mexicaltzingo, Estado de México*. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería. 216 pp.

- Gottardi, G., y Venutelli, M. (1993). *Richards: Computer program for the numerical simulation of one-dimensional infiltration into unsaturated soil*. Computers and Geosciences, 19(9), 1239-1266.
- Hancox, J., Gárfias, J., Aravena, R., y Rudolph, D. (2010). *Assessing the vulnerability of over-exploited volcanic aquifer systems using multi-parameter analysis, Toluca Basin, Mexico*. Environmental Earth Sciences, 59(8), 1643-1660.
- Han, D., Tong, X., Currell, M. J., Cao, G., Jin, M., y Tong, C. (2014). *Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China*. Journal of Geochemical Exploration, 136, 24-39.
- Heinse, R., y Link, T. E. (2013). *Vadose zone processes: a compendium for teaching interdisciplinary modeling*. Journal of Contemporary Water Research and Education, 152(1), 22-31.
- Hernandez-Berriel, M. C., Márquez-Benavides, L., González-Pérez, D. J., y Buenrostro-Delgado, O. (2008). *The effect of moisture regimes on the anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico)*. Waste Management, 28, S14-S20.
- Herrera, M. E. y Sánchez Zavala, J. L. (1994). *Estratificación y Recursos Minerales del Estado de México. Memoria y mapas*. Gobierno del Estado de México. Secretaria de Desarrollo Económico.
- Hillel, D. (1998). *Environmental soil physics: Fundamentals, applications, and environmental considerations*. Elsevier Science.
- IFOMEGEM (Instituto de Fomento Minero y Estudios Geológicos del Estado de México) (2013). *Atlas Geológico Ambiental del Estado de México (Reporte Final)*, Toluca, Estado de México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), (2016). *Residuos*. Consultado 08 noviembre de 2018, en: <https://www.inegi.org.mx/temas/residuos/>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). (2014). *Marco Geoestadístico – Datos vectoriales edafología*. Consultado: 28 octubre de 2018, en: <https://www.inegi.org.mx/temas/mapas/edafologia/>
- Islam, N., Wallender, W. W., Mitchell, J. P., Wicks, S., y Howitt, R. E. (2006). *Performance evaluation of methods for the estimation of soil hydraulic parameters and their suitability in a hydrologic model*. Geoderma, 134(1-2), 135-151.
- Jokela, J. P., Kettunen, R. H., y Rintala, J. A. (2002). *Methane and leachate pollutant emission potential from various fractions of municipal solid waste (MSW): Effects of source separation and aerobic treatment*. Waste Management and Research, 20(5), 424-433.
- Jury, W. A., y Horton, R. (2004). *Soil Physics*. Hoboken. John Wiley and Sons.
- Kale, S. S., Kadam, A. K., Kumar, S., y Pawar, N. J. (2010). *Evaluating pollution potential of leachate from landfill site, from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers*. Environmental Monitoring and Assessment, 162(1-4), 327-346.
- Kazakis, N., y Voudouris, K. S. (2015). *Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters*. Journal of Hydrology, 525, 13-25.
- Kehew, A. E. (2001). *Applied Chemical Hydrogeology*. Prentice Hall. New Jersey, USA: 368 pp.

- Kiely, G., Bowler, S., Carton, O., Cunningham, D., Duffy, N., Giller, P. S., y O'halloran, J. (1999). *Ingeniería ambiental: fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. McGraw-Hill Interamericana de España.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., y Christensen, T. H. (2002). *Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Kjeldsen, P., y Christophersen, M. (2001). *Composition of leachate from old landfills in Denmark*. *Waste Management and Research*, 19(3), 249-256.
- Kjeldsen, P. (1993). *Groundwater pollution source characterization of an old landfill*. *Journal of Hydrology*, 142(1-4), 349-371.
- Kmet, P., K. J. Quinn, y C. Slavik. (1981). *Analysis of design parameters affecting the collection efficiency of clay lined landfills*. *Proceedings, Fourth Annual Madison Waste Conference*. University of Wisconsin, Madison.
- Kosugi, K. I. (2008). *Comparison of three methods for discretizing the storage term of the Richards equation*. *Vadose Zone Journal*, 7(3), 957-965.
- Kosugi, K. I., y Inoue, M. (2002). *Estimation of hydraulic properties of vertically heterogeneous forest soil from transient matric pressure data*. *Water Resources Research*, 38(12).
- Koorevaar, P., Menelik, G., y Dirksen, C. (1983). *Elements of soil physics* (Vol. 13). Elsevier.
- Kool, J. B., y Parker, J. C. (1987). *Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties*. *Water Resources Research*, 23(1), 105-114.
- Kumar, C. P. (2016). *Modelling Flow and Transport in Unsaturated Zone*. *Global Journal of Engineering Science and Research Management*. 3 (3) 48-53.
- Ladu, J. L. C., y Zhang, D. R. (2011). *Modeling atrazine transport in soil columns with HYDRUS-1D*. *Water Science and Engineering*, 4(3), 258-269.
- La Jornada. (2009). (Fecha de consulta: 25/03/2019).
<https://www.jornada.com.mx/2009/10/14/estados/034n3est>
- La Jornada. (2008). (Fecha de consulta: 15/03/2019).
<https://www.jornada.com.mx/2008/02/19/index.php?section=estados&article=029n1est>
- Lee, G. F., y Jones, A. R. (1991). *Landfills and groundwater quality*. *Groundwater* 29, 482–486.
- Lee, G. F., y Jones-Lee, A. (1993). *A groundwater protection strategy for lined landfills*. *Environmental Science and Technology* 28, 584A–585A.
- Lewis, W. J., Drasar, B. S., Foster, S., y de Gutiérrez, M. P. (1988). *Análisis de contaminación de las aguas subterráneas por sistemas de saneamiento básico*. Cepis.
- Liggett, J. E., y Talwar, S. (2009). *Groundwater vulnerability assessments and integrated water resource management*. *Watershed Manag Bulletin*, 13(1), 18-29.
- Li, F., Zhu, J., Deng, X., Zhao, Y., y Li, S. (2018). *Assessment and uncertainty analysis of groundwater risk*. *Environmental Research*, 160, 140-151.
- Li, J., Xi, B., Cai, W., Yang, Y., Jia, Y., Li, X., y Yang, J. (2017). *Identification of dominating factors affecting vadose zone vulnerability by a simulation method*. *Scientific Reports*, 7, 45955.

- Lim, H. K., Ismail, N., Abustan, I., Murshed, M. F., y Ahmad, A. (2012). *Treatment of landfill leachate by using lateritic soil as a natural coagulant*. Journal of environmental management, 112, 353-359.
- Looney, B. B., y Falta, R. W. (2000). *Vadose zone science and technology solutions*. Battelle Pr.
- Loizidou, M., y Kapetanios, E. G. (1993). *Effect of leachate from landfills on underground water quality*. Science of the Total Environment, 128(1), 69-81.
- Lozada, P. T., Ho, L. E. B., Ojeda, C., Martínez, J., y Castaño, Y. (2014). *Influencia de la edad de lixiviados sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad*. Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica, 17(1), 245-255.
- MacFarlane, D. S., Cherry, J. A., Gillham, R. W., y Sudicky, E. A. (1983). *Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: I. Groundwater flow and plume delineation*. Journal of Hydrology, 63 (1-2), 1-29.
- Magallón, A. M. (2007). *Caracterización del Lixiviado Generado en el Vertedero de Metepec y Análisis de Medios Reactivos Permeables*. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). 170 pp.
- Mallants, D., Simunek, J., Genuchten, M. T., y Jacques, D. (2017). *Simulating the fate and transport of coal seam gas chemicals in variably-saturated soils using HYDRUS*. Water, 9(6), 385.
- Matthes, A., Pekdeger, A., y Schroter, J. (1985). *Behaviour of contaminants in groundwater*. IAH Int'l Contr to Hydrogeology 6:1-86.
- Marín, C. V. J. (2015). *Evaluación del escalamiento a campo de la biodegradación acelerada de los residuos sólidos urbanos*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Toluca, Ingeniería Ambiental. 158 pp.
- Martínez, M. (1998). *Instituto tecnológico Geominero de España*. Recuperado el 10 de agosto de 2018, de <http://www.aguas.igme.es>
- Matsuura, K. (2003). *Water for life. Water for people*. Barcelona, UNESCO-Berghahn Books.
- Méndez-Novelo, R. I., Cachón Sandoval, E., Sauri Riancho, M. R., y Castillo Borges, E. R. (2002). *Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario*. Ingeniería, 6(2).
- Mermoud, A., y Xu, D. (2006). *Comparative analysis of three methods to generate soil hydraulic functions*. Soil and Tillage Research, 87(1), 89-100.
- Miller, G. T., Spoolman, S. E., Malatesta, K., Yip, L., Marinkovich, A., Hugel, R., y Ciemma, R. (2009). *Living in the Environment: Concepts, Connections, and Solutions, 16e*. International Student Edition. Belmont: Brooks/Cole, Cengage Learning.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., y Chandra, A. (2006). *Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site*. Environmental monitoring and assessment, 118(1-3), 435-456.
- Morales, P. G. (2008). *Evaluación de los mecanismos preferenciales de atenuación natural de una pluma de lixiviado generada en el vertedero municipal de Metepec, Estado de México*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua. (CIRA), 211 pp.

- Moreno, P. A. (2008). *Simulación de flujo y estimación del potencial transporte de contaminantes en el vertedero de Metepec*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua. (CIRA), 297 pp.
- Mualem, Y. (1976). *A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media*. Water Resources Research, 12(3), 513-522.
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., y Sen Gupta, B. (2015). *Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 45(5), 472-590.
- Munro, I. R. P., MacQuarrie, K. T. B., Valsangkar, A. J., y Kan, K. T. (1997). *Migration of landfill leachate into a shallow clayey till in southern New Brunswick: A field and modelling investigation*. Canadian Geotechnical Journal, 34(2), 204-219.
- Muños, R. (2008). *Evaluación del peligro de contaminación de las aguas subterráneas del acuífero del Valle de Toluca, desde un enfoque hidrodinámico*. Tesis de licenciatura, Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiah, P. V., y Ramachandra, T. V. (2017). *Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate*. Environmental Pollution, 220, 1-12.
- Neukum, C., y Azzam, R. (2009). *Quantitative assessment of intrinsic groundwater vulnerability to contamination using numerical simulations*. Science of the Total Environment, 408(2), 245-254.
- Nielsen, D. R., Th. Van Genuchten, M., y Biggar, J. W. (1986). *Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone*. Water Resources Research, 22(9S), 89S-108S.
- Nimmo, J. R. (2006). *Unsaturated zone flow processes*. Encyclopedia of Hydrological Sciences.
- Noss, R. R., y Johnson, E. T. (1984). *Field Monitoring of the Adams, Massachusetts Landfill Leachate Plume*. Proceedings, Fourth National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring. National Water Well Association, 356-62.
- Noshadi, M., Foroutani, A., y Sepashkah, A. (2017). *Analysis of clodinafop-propargyl herbicide transport in soil profile under vetiver cultivation using HYDRUS-1D and modified PRZM-3 models*. Toxicol. Open Access 3 (120).
- OMS (Organización Mundial de la Salud). (2002). *Guideline for drinking water quality. Health criterion and other supporting information*. World Health Organization. Geneva. 940-949 pp
- Orozco-Barrenetxea, C. A., Pérez-Serrano, M. N., González-Delgado, F. J., Rodríguez- Vidal y Alfayate-Blanco, J. M. (2003). *Contaminación Ambiental*. Madrid, España: Ed. Thomson.
- Oweis, I. S., Smith, D. A., Brian Ellwood, R., y Greene, D. S. (1990). *Hydraulic characteristics of municipal refuse*. Journal of Geotechnical Engineering, 116(4), 539-553.
- Pankow, J. F., y Cherry, J. A. (1996). *Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, behavior, and remediation*.
- Paredes, J. (2007). *Análisis de la vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación mediante la metodología GOD. Aplicación a los acuíferos del Alto Lerma*. Tesis de licenciatura, Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México.

- Pang, L., Close, M.E., Watt, J.P.C., y Vincent, K.W., (1999). *Simulation of picloram, atrazine and simazine leaching through two New Zealand soils and into groundwater using HYDRUS-2D*. *Jurnal Contaminación Hydrology* 44, 19e46.
- Pazoki, M., Ghasemzade, R., y Ziaee, P. (2017). *Simulation of municipal landfill leachate movement in soil by HYDRUS-1D model*. *Advances in Environmental Technology*, 3(3), 177-184.
- PDM, (Plan de Desarrollo Municipal). (2018). *Plan de Desarrollo Municipal de San Antonio La Isla 2016 - 2018*. Honorable Ayuntamiento de San Antonio la Isla. Informe final. 165 pp.
- Peng, Y. (2017). *Perspectives on technology for landfill leachate treatment*. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567-S2574.
- Pérez, J. (05 de marzo del 2018). *Urgen vecinos retiro de basurero en Capulhuac; es un foco de contaminación*. DigitalMex. Mr. Periodismo Confiable. Recuperado de: <https://www.digitalmex.mx/municipios/story/4691/urgen-vecinos-retiro-de-basurero-en-capulhuac-es-un-foco-de-contaminacion>
- Perrochet, P., y Bérod, D. (1993). *Stability of the standard Crank-Nicolson-Galerkin Scheme applied to the diffusion-convection equation: Some new insights*. *Water Resources Research*, 29(9), 3291-3297.
- Pontedeiro, E. M., van Genuchten, M. T., Cotta, R. M., y Simunek, J. (2010). *The effects of preferential flow and soil texture on risk assessments of a NORM waste disposal site*. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3), 648-655.
- Pizzol, L., Zabeo, A., Critto, A., Giubilato, E., y Marcomini, A. (2015). *Risk-based prioritization methodology for the classification of groundwater pollution sources*. *Science of the Total Environment*, 506, 505-517.
- PC (Protección Civil). (2017). *Programa de protección civil para basureros*. Gobierno del Estado de México.
- PMDC (Plan Municipal de Desarrollo Calimaya), (2018). *Plan de Desarrollo Municipal 2016-2018, Calimaya, México*. H. Ayuntamiento de Calimaya. Pp. 359.
- Porta Casanellas, J., López-Acevedo Reguerín, M., y Roquero de Laburu, C. (1998). *Edafología: para la agricultura y el medio ambiente*.
- Radcliffe, D. E., y Simunek, J. (2010). *Soil physics with HYDRUS: Modeling and applications*. CRC press.
- Rassam, D., Simunek, J., y Mallants, D. (2018). *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media: Technical Manual, Version 1.00*, p 192.
- Regadío, M., Ruiz, A. I., de Soto, I. S., Rastrero, M. R., Sánchez, N., Gismera, M. J., y Cuevas, J. (2012). *Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills*. *Waste Management*, 32(3), 482-497.
- Reyes-Gutiérrez, L. R., Vázquez-Castro, M. L., Pedroza-Benítez, S., Gómez-Beltrán, G., y Macedo-Miranda, M. G. (2013). *Estudio geoeléctrico e hidroquímico para mapear la pluma de lixiviados derivados de un basurero a cielo abierto en Mexicaltzingo*, *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 9 (1): 107-114.

- Reinhart, D. R., y Basel Al-Yousfi, A. (1996). *The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics*. Waste Management and Research, 14(4), 337-346.
- Reilly, T. E. y Harbaugh, A. W. (2004). *Guidelines for Evaluating Ground-Water Flow Models*: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5038. Reston, Virginia. 30 p.
- Reilly, T. E. (2001). *System and boundary conceptualization in ground-water flow simulation (Vol. 3)*. US Geological Survey.
- Rezaei, A., Hassani, H., Hayati, M., Jabbari, N., y Barzegar, R. (2017). *Risk assessment and ranking of heavy metals concentration in Iran's Rayen groundwater basin using linear assignment method*. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 1-20.
- Richards, L. A. (1931). *Capillary conduction of liquids through porous mediums*. physics, 1(5), 318-333.
- Rivett, M. O., Wealthall, G. P., Dearden, R. A., y McAlary, T. A. (2011). *Review of unsaturated-zone transport and attenuation of volatile organic compound (VOC) plumes leached from shallow source zones*. Journal of contaminant hydrology, 123(3-4), 130-156.
- Robinson, H. (2007). *The composition of leachates from very large landfills: an international review*. Commun Waste Res Manag, 8(1), 19-32.
- Rowe, B. L., Toccalino, P. L., Moran, M. J., Zogorski, J. S., y Price, C. V. (2007). *Occurrence and potential human-health relevance of volatile organic compounds in drinking water from domestic wells in the United States*. Environmental Health Perspectives, 115(11), 1539.
- Rudolph, D., Sultan, R., Garfias, J., y McLaren, R. (2006). *Analysis of interactions of surface water and groundwater: influences on wetland disappearance*. Hydraulic engineering in Mexico. *Ingeniería Hidráulica en México*, 22(1).
- Salas-García, J., Garfias, J., Martel, R., y Bibiano-Cruz, L. (2017). *A Low-Cost Automated Test Column to Estimate Soil Hydraulic Characteristics in Unsaturated Porous Media*. Geofluids, 2017.
- Salas-García, J. (2007). *Caracterización y modelación numérica unidimensional de la infiltración en la zona vadosa fracturada en Santiago Tianguistenco, México*. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). 132 pp.
- Santillán, L. F. (2013). *Diagnóstico de la cuenca del acuífero del Valle de Toluca*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ingeniería. 136 pp.
- Scanlon, B. R., Tyler, S. W., y Wierenga, P. J. (1997). *Hydrologic issues in arid, unsaturated systems and implications for contaminant transport*. Reviews of Geophysics, 35(4), 461-490.
- Schaap, M. G., Leij, F. J., y Van Genuchten, M. T. (2001). *Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions*. Journal of Hydrology, 251(3-4), 163-176.
- Scott, J., Beydoun, D., Amal, R., Low, G., y Cattle, J. (2005). *Landfill management, leachate generation, and leach testing of solid wastes in Australia and overseas*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 35(3), 239-332.

- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2004). *Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial*. Diario Oficial de la Federación (DOF).
- Sheikh, V., Visser, S. y Stroosnijder, L. (2009). *A simple model to predict soil moisture: Bridging Event and Continuous Hydrological (BEACH) modelling*. Environmental Modelling and Software. V. 24, Issue 4, 242-556.
- Silva, A. C., Dezotti, M., y Sant'Anna Jr, G. L. (2004). *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*. Chemosphere, 55(2), 207-214.
- Singhal, B. B. S., y Gupta, R. P. (2010). *Applied hydrogeology of fractured rocks*. Springer Science y Business Media.
- Simunek, J., Van Genuchten, M. T., y Kodesová, R. (2018). *Thematic issue on HYDRUS software applications to subsurface fluid flow and contaminant transport*. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 66(2), 129-132.
- Simunek, J., Van Genuchten, M. T., y Sejna, M. (2016). *Recent developments and applications of the HYDRUS computer software packages*. Vadose Zone Journal, 15(7).
- Simunek, J., y van Genuchten, M. T. (2016). *Contaminant transport in the unsaturated zone: Theory and modeling*. In The Handbook of Groundwater Engineering, Third Edition (pp. 221-254).
- Simunek, J., Jacques, D., Langergraber, D., Bradford, S., Sejna, M., y van Genuchten, M., (2013). *Numerical modeling of contaminant transport using HYDRUS and its specialized modules*. J. Indian Inst. Sci. 93 (2), 265e284.
- Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., y van Genuchten, M., (2012). *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated media*. HYDRUS Software Series 3. Technical report. Dept. of Environmental Sciences, University of California, Riverside, USA, p. 338, Version 4.15.
- Simunek, J., y Bradford, S. A. (2008). *Vadose zone modeling: Introduction and importance*. Vadose Zone Journal, 7(2), 581-586.
- Simunek, J., y van Genuchten, M. T. (2008). *Modeling nonequilibrium flow and transport processes using HYDRUS*. Vadose Zone Journal, 7(2), 782-797.
- Simunek, J., Van Genuchten, M. T., y Sejna, M. (2005). *The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media*. University of California-Riverside Research Reports, 3, 1-240.
- Simunek, J., y Van Genuchten, M. T. (1996). *Estimating unsaturated soil hydraulic properties from tension disc infiltrometer data by numerical inversion*. Water Resources Research, 32(9), 2683-2696.
- Simunek, J., y Van Genuchten, M. (1995). *Numerical model for simulating multiple solute transport in variably-saturated soils*. Ground Water.
- Slomczyńska, B., y Slomczyński, T. (2004). *Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills*. Polish Journal of Environmental Studies, 13(6), 627-637.

- Spitz, K., y Moreno, J. (1996). *A practical guide to groundwater and solute transport modeling*. John Wiley and Sons.
- SSA1 (Secretaría de Salud), (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que se debe someterse el agua para su potabilización*. Diario Oficial de la Federación. México (DOF).
- SGO (Secretaria General de Obras). (1992). *Estudio Hidrogeológico Regional de los Valles de Toluca e Ixtlahuaca*. Departamento del Distrito Federal. Dirección General de Obras. Contrato: No. 2-33-1-0881. 335pp.
- SSC (Secretaria de Seguridad Ciudadana). (2012). *Programa de protección civil para basureros*. Gobierno del Estado de México. Presentación. 40 pp.
- Stephens, D. B. (1996). *Vadose zone hydrology*. CRC press.
- Tchobanoglous, G. y Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management (2ª ed.)*. New York, EUA: McGraw Hill.
- Tindall, J. A., Kunkel, J. R., y Anderson, D. E. (1999). *Unsaturated zone hydrology for scientists and engineers* (Vol. 3). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Torres, S. (2016). *Simulación de los procesos hidrodinámicos de advección dispersión y reacciones químicas de una pluma de lixiviados*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). 215 pp.
- Troldborg, M., Binning, P. J., Nielsen, S., Kjeldsen, P., y Christensen, A. G. (2009). *Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites*. Journal of Contaminant Hydrology, 105(1-2), 28-37.
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P. J., Tuxen, N., y Bjerg, P. L. (2008). *Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale*. Journal of Contaminant Hydrology, 101(1-4), 14-28.
- UAEM (Universidad Autónoma del Estado de México), (1993). *Problemática ambiental de los recursos hídricos en la Cuenca Alta dl río Lerma*. Seminario ambiental sobre el Ambiente. Vol. 1, pp. 170-181.
- UNAM (Universidad Nacional del México), (1994). Mapa Geológico del Estado de México.
- UNITECNIA S.A. de C.V. (1996). *Estudio para el diseño de redes de monitoreo de los acuíferos de los valles de Toluca y Atlacomulco Ixtlahuaca*. Reporte final del proyecto CNA. México.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (2012). *Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in United Sates*, Washington, DC 20460 (EPA-530-F-14-001), pp. 01-14.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1998). *The report to congress – Solid Waste disposal in the United States*. Vol. II. EPA/530-SW-88-011B
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1984). *Office of Drinking Water, A Ground Water*. Protection Strategy for the Environmental Protection Agency, pp. 11.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1995). *Groundwater and Leachate Treatment Systems*. Cincinnati, Ohio, USA, United states Enviromental Protection Agency: 119 pp.

- Vanderborght, J., y Vereecken, H. (2007). *Review of dispersivities for transport modeling in soils*. Vadose Zone Journal, 6(1), 29-52.
- van Dam, J. C., De Rooij, G. H., Heinen, M., y Stagnitti, F. (2005). *Concepts and dimensionality in modeling unsaturated water flow and solute transport*. Frontis, 1-36.
- van Genuchten, M. V., Leij, F. J., y Yates, S. R. (1991). *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*.
- van Genuchten, M. T. (1987). *A numerical model for water and solute movement in and below the root zone*. United States Department of Agriculture Agricultural Research Service US Salinity Laboratory.
- van Genuchten, M. T., y Nielsen, D. R. (1985). *On describing and predicting the hydraulic properties*. In *Annales Geophysicae* (Vol. 3, No. 5, pp. 615-628).
- van Genuchten, M. T. (1980). *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils I*. Soil Science Society of America journal, 44(5), 892-898.
- van Genuchten, M. T., y Wierenga, P. J. (1976). *Mass transfer studies in sorbing porous media I. Analytical solutions I*. Soil Science Society of America Journal, 40(4), 473-480.
- Veizaga, E., Rodríguez, L., Ocampo, C., y Vionnet, C. (2010). *Simulación 1D del flujo no saturado en suelo loésico*. ResearchGate.
- VIGUE. (2001). *Proyecto de Reordenamiento, Operación y Clausura del Sitio de Disposición de Residuos del Municipio de Metepec, Estado de México*. Toluca, México, VIGUE – Relleno Sanitario, S.A. de C.V. : 340 pp.
- Vogel, T., y Cislerova, M. (1988). *On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve*. Transport in Porous Media, 3(1), 1-15.
- Walser, G. S., Illangasekare, T. H., y Corey, A. T. (1999). *Retention of liquid contaminants in layered soils*. Journal of Contaminant Hydrology, 39(1-2), 91-108.
- Walvoord, M. A., Plummer, M. A., Phillips, F. M., y Wolfsberg, A. V. (2002). *Deep arid system hydrodynamics I. Equilibrium states and response times in thick desert vadose zones*. Water Resources Research, 38(12).
- Wang, J., He, J., y Chen, H. (2012). *Assessment of groundwater contamination risk using hazard quantification, a modified DRASTIC model and groundwater value, Beijing Plain, China*. Science of the Total Environment, 432, 216-226.
- Yu, C., Yao, Y., Hayes, G., Zhang, B., y Zheng, C. (2010). *Quantitative assessment of groundwater vulnerability using index system and transport simulation, Huangshuihe catchment, China*. Science of the Total Environment, 408(24), 6108-6116.
- Zaporozec, A., y Miller, J. C. (2000). *Ground-water pollution*. In *Ground-water pollution*. Unesco.
- Zheng, F., Zhai, Y., Xia, X., Yin, Z., Du, Q., Zuo, R., y Xu, M. (2018). *Simulation of trinitrogen migration and transformation in the unsaturated zone at a desert contaminant site (NW China) using HYDRUS-2D*. Water, 10(10), 1363.
- Zou, Z. Y., Young, M. H., Li, Z., y Wierenga, P. J. (2001). *Estimation of depth averaged unsaturated soil hydraulic properties from infiltration experiments*. Journal of Hydrology, 242(1-2), 26-42.