



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA

**ESPACIOS VERDES Y ACUÍFEROS SOMEROS:
OPORTUNIDADES PARA LA SOSTENIBILIDAD HÍDRICA URBANA**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

MARCELO GABRIEL CANTEIRO HERNÁNDEZ

TUTOR PRINCIPAL: DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y
SUSTENTABILIDAD, UNAM

DR. OSCAR ESCOLERO FUENTES
INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM

Ciudad Universitaria, CD. MX., Julio - 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA

**ESPACIOS VERDES Y ACUÍFEROS SOMEROS:
OPORTUNIDADES PARA LA SOSTENIBILIDAD HÍDRICA URBANA**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

MARCELO GABRIEL CANTEIRO HERNÁNDEZ

TUTOR PRINCIPAL: DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y
SUSTENTABILIDAD, UNAM

DR. OSCAR ESCOLERO FUENTES
INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM

Ciudad Universitaria, CD. MX. - 2021



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
OFICIO CPCB/614/2021
ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 1° de marzo de 2021 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de DOCTOR EN CIENCIAS del estudiante CANTEIRO HERNÁNDEZ MARCELO GABRIEL con número de cuenta 516493635 con la tesis titulada "Espacios verdes y acuíferos someros: oportunidades para la sostenibilidad hídrica urbana", realizada bajo la dirección del DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. MARISA MAZARI HIRIART
Vocal: DRA. SILKE CRAM HEYDRICH
Vocal: DR. RODOLFO OMAR ARELLANO AGUILAR
Vocal: DRA. MARÍA PEREVOCHTCHIKOVA
Secretario: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 23 de junio de 2021

COORDINADOR DEL PROGRAMA

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por la formación recibida

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca número: 432290

Al Programa de Apoyos a los Estudios de Posgrado (PAEP) por el apoyo en la Estancia de Investigación en University of Kent, Inglaterra

A mi Tutor Principal:

Dr. Luis Zambrano González

A los miembros del Comité Tutor:

Dra. Patricia Balvanera Levy

Dr. Oscar Escolero Fuentes

Agradecimientos a título personal

Me gustaría agradecer...

Al Dr. Luis Zambrano González por permitirme realizar mis estudios de doctorado en su laboratorio, por su acompañamiento, sus enseñanzas, su paciencia y su cercanía en esta linda etapa de mi vida. A los miembros de mi comité tutor, la Dra. Patricia Balvanera y el Dr. Oscar Escolero por sus valiosos aportes, comentarios y sugerencias que sin duda encaminaron y enriquecieron mi trabajo de investigación y a mí como profesional y como persona.

A todas las personas que pertenecen o pertenecieron al Laboratorio de Restauración Ecológica del Instituto de Biología de la UNAM por generar un ambiente donde el trabajo en día a día es disfrutable y por su apoyo y retroalimentación en muchas etapas de este proceso. En especial a Cristina Ayala, Miguel Rivas, Tania Fernández, Fernando Córdova, Rodrigo Pacheco, Alejandra Ramos, Alejandra Fonseca y Helí Coronel por sus revisiones, comentarios, enseñanzas y apoyo en campo durante este proceso.

A las doctoras del Instituto de Geología de la UNAM: Selene Olea, Blanca Prado, Christina Siebe y Lucy Mora por su apoyo, paciencia y enseñanzas a lo largo de este camino. También a los estudiantes de la asignatura de física de suelos por su apoyo en los trabajos de campo.

A las vecinas y los vecinos de la “Asamblea General de los Pueblos, Barrios, Colonias y Pedregales de Coyoacán” por la facilitación y apoyo para conseguir sitios de muestro de agua. Por valorar y aprovechar el conocimiento científico como una herramienta para la defensa de la naturaleza y de los derechos de las personas.

A quienes trabajan en el Posgrado en Ciencias Biológicas porque desde antes de entrar, durante y al final de esta etapa siempre me facilitaron las cosas y apoyaron.

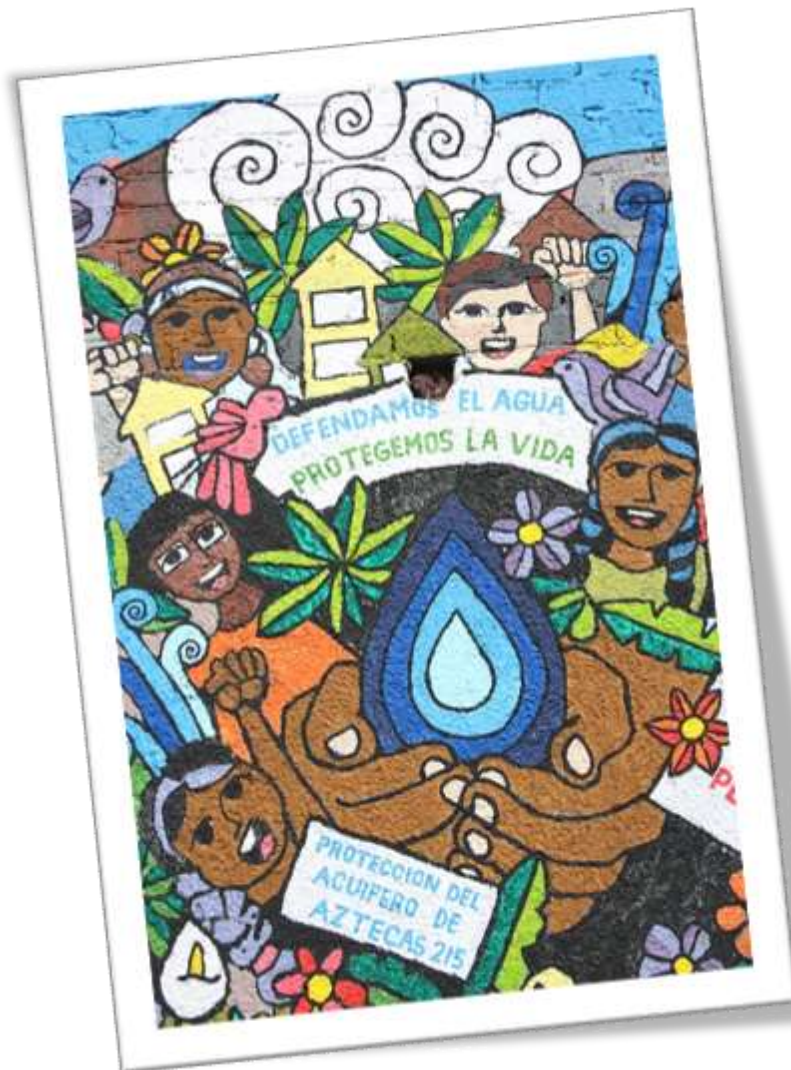
A todas las personas miembros del tribunal por sus comentarios y sugerencias que sin duda enriquecieron mucho este trabajo de investigación.

A mi familia por siempre transmitirme su apoyo incondicional, sus buenas energías y su cariño a lo largo de este camino. A Leticia por acompañarme y disfrutar de un día de campo tomando muestras juntos.

A Nadjeli por acompañarme, estimularme y apoyarme, además, por disfrutar y aprender junto conmigo en esta etapa, y por haber leído y releído antes que nadie cada una de las palabras presentes en esta investigación.

Dedicatoria

A la "Asamblea General de los Pueblos, Barrios, Colonias y Pedregales de Coyoacán" por su lucha y entrega en la defensa de la naturaleza y los derechos de las personas



Índice

RESUMEN _____	1
ABSTRACT _____	3
1 - INTRODUCCIÓN GENERAL _____	5
- El agua y las ciudades _____	6
- La hidrología urbana desde el pensamiento sistémico _____	7
- Espacios Verdes y Acuíferos Someros como componentes del sistema hídrico urbano _____	10
- Espacios Verdes Urbanos _____	10
- Acuíferos Someros _____	14
- Sostenibilidad hídrica en ciudades: un acercamiento desde el pensamiento sistémico _____	18
- La Ciudad de México y el sistema hídrico _____	19
- La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y el Acuífero Somero debajo de ella _____	21
- Objetivo general _____	23
- Objetivos específicos _____	23
- Hipótesis general _____	23
2 - CAPÍTULO 1 - Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City _____	24
3 - CAPÍTULO 2 - Urban green spaces and their relationship with groundwater quality: the case of a shallow aquifer in the south of Mexico City _____	45
4 - CAPÍTULO 3 - The relation between urban green spaces and shallow aquifers: a study case in the south of Mexico City _____	67
5 - DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES _____	87
- Conclusión _____	94
6 – REFERENCIAS BIBIOGRÁFICAS _____	96

Resumen

La expansión urbana está aumentando los impactos en la dinámica hídrica local y a nivel de cuenca. Muchos de estos impactos se relacionan con el incremento de la demanda sobre los beneficios directos e indirectos que los ecosistemas proveen a la sociedad (servicios ecosistémicos). Dentro de estos servicios se encuentran los servicios de regulación de la cantidad y calidad de agua. Las problemáticas relacionadas con el agua en las ciudades pueden ser abordadas desde una aproximación desde el pensamiento sistémico. Dicha escuela de pensamiento se centra en reconocer las variables de relevancia y sus interconexiones. La dinámica del sistema se puede entender con la aparición de propiedades emergentes que son propiedades que no pertenecen a ninguno de los componentes del sistema, sino que son propiedades que surgen de la suma de interacciones de los componentes del sistema.

El sistema hídrico urbano es un sistema complejo que debe ser gestionado de forma integral para lograr la aparición de propiedades emergentes que promuevan la sostenibilidad hídrica. A través del caso de estudio del acuífero somero del Pedregal de San Ángel y su relación con un Espacio Verde Urbano, la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), en esta investigación se evidenció la aparición de un ciclo de retroalimentación, como una propiedad emergente del sistema. Si dicho ciclo de retroalimentación se vuelve benéfico para la ciudad aportaría a la resiliencia frente a eventos extremos como tormentas y así poder evitar inundaciones. A su vez, aporta a la cantidad y calidad de agua disponible para poder complementar el abastecimiento de agua en la ciudad.

Este trabajo de investigación visibilizó que la relación entre el Espacio Verde Urbano analizado, la REPSA, y el acuífero somero con el que se relaciona, tiene un efecto positivo que contribuye a la sostenibilidad hídrica de la Ciudad de México. Los efectos positivos se centran en que la interacción entre dichos componentes, del sistema hídrico urbano, podría promover la aparición de una propiedad emergente que sugiere la posibilidad de aumentar la cantidad y calidad de agua disponible para

abastecer a la población y, a su vez, ayudar a los procesos de resiliencia ante eventos extremos como las tormentas que provocan inundaciones.

La tesis consta de cinco secciones comenzando con una introducción general que aporta el marco teórico en el que se va a basar todo el trabajo. A continuación, se presentan tres capítulos con los que se busca entender la relación entre dos componentes del sistema hídrico de la Ciudad de México, un Espacio Verde Urbano, que es la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, y el acuífero somero con el que se relaciona. El Capítulo 1 buscó comprender la relación entre el acuífero principal de la Ciudad de México y el acuífero somero al sur de dicha ciudad, y a su vez evaluar cómo este acuífero somero se ve influenciado desde la superficie por la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. La relevancia de este capítulo radica en que para poder abordar los problemas relacionados con el agua en una ciudad desde una óptica sistémica se deben conocer las propiedades de los componentes del sistema hídrico y el acuífero somero era un componente que no se encontraba previamente descrito en la literatura científica. En el Capítulo 2 se presenta un estudio sobre la calidad de agua del acuífero somero, evaluando el posible efecto de dilución provocado por el agua infiltrada en REPSA en la calidad del agua de dicho acuífero. A partir de dicha evaluación, se ilustra el aporte de la relación entre estos componentes del sistema en la calidad de agua del acuífero y por tanto en la disponibilidad de agua limpia en la ciudad. El Capítulo 3 buscó comprender cuál es la contribución de la relación entre REPSA y el acuífero somero, relacionado con ella, a la regulación de la cantidad de agua disponible en la ciudad. Finalmente se presenta una discusión general que expone la relación entre los diferentes capítulos, presenta los aportes generales de la investigación y muestra las conclusiones del trabajo.

Abstract

Urban expansion increases the pressure over ecosystem services and generates impacts on local water dynamics and at the basin level. These services include those related to water, such as regulating the quantity and quality of water. Problems related to water in cities can be analyzed from a systemic thinking approach. This school of thought identifies the relevant variables of a system and their interconnections. The system dynamics can be understood with the appearance of emergent properties that are properties that do not belong to any of the components of the system but arise from the sum of interactions within the system.

The urban water system is a complex system that must be comprehensively managed to reach emerging properties that promote water sustainability. In this research, the case study of the shallow aquifer of *Pedregal de San Ángel* and its relationship with an Urban Green Space, the *Reserva Ecológica del Pedregal* (REPSA in Spanish), was analyzed as part of the urban water system of Mexico City. Through the analysis of this Urban Green Space and the shallow aquifer below it, the appearance of a feedback loop was evidenced as an emergent property of the system. If this feedback loop becomes beneficial for the city, it will contribute to avoiding floods. Also, it may contribute to the quantity and quality of water available to complement the water supply in the city.

This research illustrated the positive effect on water sustainability generated by the relationship between the analyzed Urban Green Space, the REPSA, and the shallow aquifer below it. This positive is based on the appearance of an emerging property that suggests increasing the quantity and quality of water available to supply the population and prevent floods.

The thesis is divided into five sections, starting with a general introduction that provides the theoretical framework for all the work. The following three chapters analyze the relationship between two components of the Mexico City water system, an Urban Green Space, which is the *Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*, and the shallow aquifer below it. Chapter 1 sought to understand the relationship between the principal aquifer of Mexico City and the shallow aquifer to the south of the city, to evaluate how this shallow aquifer is influenced from the surface by the REPSA. The relevance of this chapter is based on addressing the problems related to water in a city from a systemic perspective, the properties of the components of the water system must be known, and the shallow aquifer was a component that was not previously described in the scientific literature. Chapter 2 evaluates the possible dilution effect caused by the infiltrated water in REPSA on the water quality of the shallow aquifer below it. From this evaluation, the contribution of the relationship

between these components of the system in the quality of water in the aquifer and, therefore, the availability of clean water in the city is illustrated. Chapter 3 sought to understand the contribution of the relationship between REPSA and the shallow aquifer to regulate the amount of water available in the city. Finally, a general discussion is presented that exposes the relationship between the different chapters, presents the general contributions and conclusions of this research.

1 - INTRODUCCIÓN GENERAL



El agua y las ciudades

El crecimiento poblacional y la expansión de las zonas urbanas están aumentando la demanda de recursos naturales para satisfacer las crecientes necesidades humanas en las ciudades, generando impactos locales, regionales y globales de las urbes sobre la dinámica hídrica (Fox and Goodfellow, 2016; McPhearson et al., 2015; United Nations, 2015). Dichos impactos se dan sobre los beneficios directos e indirectos que los ecosistemas proveen a las personas (servicios ecosistémicos - SE) (McPhearson et al., 2014; Reid et al., 2005). Por ejemplo, en los servicios ecosistémicos relacionados con la regulación de la cantidad y la calidad del agua.

Cuando la urbanización se lleva a cabo sin considerar la dinámica del agua en la cuenca para su planificación, es posible que se deterioren la cantidad y calidad del agua subterránea. La expansión urbana aumenta la presencia de posibles fuentes de contaminación del agua subterránea, haciendo así que la probabilidad de contaminación sea mayor y que se vea afectada la calidad del agua subterránea (Soto and Herrera, 2009). Respecto a la cantidad de agua, la principal afectación es el cambio del uso de suelo que provoca una disminución de la tasa de infiltración de agua en suelo urbano, ya que gran parte de la superficie se vuelve impermeable (Zambrano et al., 2017). A su vez, dado que se reduce la tasa de infiltración y aumenta el consumo, la recarga del agua subterránea puede ser menor que la cantidad de agua que se extrae del subsuelo. Por ejemplo, aproximadamente el 25% de la población mundial vive en áreas donde el consumo de agua es mayor que la recarga de agua de los sitios de extracción (Naciones Unidas, 2020). Dicha situación provoca que varios grupos de personas alrededor del mundo sufran escasez de agua. Por ejemplo, aunque el agua limpia y el saneamiento están reconocidos como derechos humanos fundamentales, son más de 2000 millones las personas que viven en países con escasez de agua y cerca 4000 millones las que experimentan una grave escasez de agua durante al menos un mes en el año (WWAP, 2019). A su vez, se estima que para el 2050, el 25% de la población mundial vivirá en un país con escasez crónica de agua (Naciones Unidas, 2018).

La hidrología urbana desde el pensamiento sistémico

Una aproximación a las problemáticas relacionadas al agua en las ciudades es a través de la teoría de sistemas. El pensamiento sistémico o integrador es “una escuela de pensamiento que se centra en reconocer las interconexiones entre las partes de un sistema y sintetizarlas en una visión unificada del todo” (Monat and Gannon, 2015). Esta escuela de pensamiento surge debido a que gran parte de los problemas en el mundo son dinámicos, complejos y con un alto grado de incertidumbre (Ram and Irfan, 2021). Por dichas características de las problemáticas mundiales, el pensamiento lineal convencional o analítico, no contribuye a poder afrontarlos ya que dicho pensamiento tiene una aproximación con base en las propiedades de los componentes del sistema y no del sistema como un todo (Velázquez, 2014). La corriente de pensamiento lineal impulsa a dividir los sistemas complejos en piezas cada vez más pequeñas para así poder comprenderlas por separado (Velázquez, 2014). Esto no quiere decir, que el pensamiento lineal no traiga consigo las ventajas de conocer a fondo los componentes de un sistema, pero presenta una desventaja importante que es ignorar las relaciones entre estos componentes, que son las que terminan determinando el comportamiento del sistema, y éste no puede ser atribuido ni predicho a partir de las propiedades de los componentes por separado (Monat and Gannon, 2015).

Por su parte, el pensamiento sistémico se centra en la relaciones entre los componentes y en las propiedades del sistema como un todo (Monat and Gannon, 2015). Este pensamiento señala que aunque los componentes del sistema sean conocidos, esto no implica que se conozca el funcionamiento colectivo del sistema (Meadows, 2008). Por lo tanto, es necesario conocer también como se relacionan los componentes entre sí, entendiendo que los componentes del sistema pueden cambiar y el sistema seguir funcionando con el mismo comportamiento, mientras que las relaciones entre los componentes y el propósito del sistema no cambien (Meadows, 2008). Entonces, a la hora de resolver problemas que presenten una

complejidad tal que no pueden ser resueltos por el pensamiento lineal convencional; el pensamiento sistémico provee la posibilidad de realizar inferencias confiables sobre el comportamiento de un sistema a través de la comprensión profunda de su estructura (Monat and Gannon, 2015). A su vez, el pensamiento sistémico, ayuda a comprender el comportamiento de los sistemas a lo largo del tiempo, identificando las variables que hacen que el comportamiento del sistema pueda verse afectado positivamente y también ayudando a predecir posibles estados futuros del sistema (Monat and Gannon, 2015).

Los sistemas complejos se caracterizan por presentar procesos de retroalimentación que pueden ayudar a estabilizar, a reforzar o a desestabilizar el sistema (Monat and Gannon, 2015) (Figura 1.1). A su vez, algunos de estos procesos presentan un retraso temporal, por lo que resulta difícil comprender su comportamiento desde una óptica intuitiva, ya que las consecuencias de algunos procesos pueden tardar en ser observadas (Liu et al., 2007). Otra característica de los sistemas complejos son las propiedades emergentes, las cuales no son características de ninguno de los componentes del sistema, sino que surgen a partir de sus relaciones, es decir, son propiedades del sistema como un todo (Camazine et al., 2003).

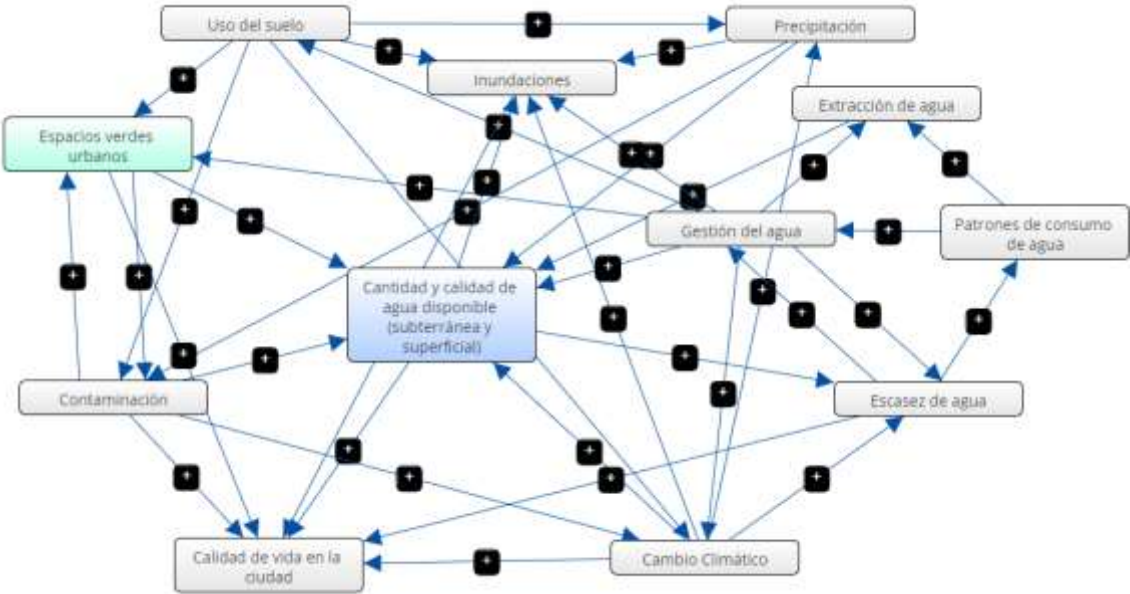


Figura 1.1: Ejemplo de un sistema complejo, utilizando algunas componentes del sistema hídrico urbano. Los rectángulos representan a los componentes del sistema, mientras que las flechas representan la relación entre dichos componentes, ya sea una relación directa o una relación de retroalimentación, y su dirección indica que el componente al que llega la flecha se ve influido por el componente desde donde inicia la flecha.

El pensamiento sistémico ayuda a entender, gestionar y adaptar el funcionamiento de un sistema y nos provee la posibilidad de identificar las causas reales de los problemas y también evaluar nuevas posibles oportunidades (Meadows, 2008). Dentro de la visión sistémica es necesario considerar también las interacciones entre la sociedad y la naturaleza. Por tanto, en dicha visión, se deben de incluir factores económicos y políticos. El pensamiento sistémico sugiere que la toma de decisiones a partir de estos factores no solo afectan a escala local, sino que también puede afectar a personas y ecosistemas lejanos (Liu et al., 2007). A su vez, se debe considerar que en ocasiones los propósitos de los componentes del sistema pueden ser benéficos o exitosos para dicho componente, pero pueden influir negativamente en el comportamiento general del sistema e incluso puede impedir el cumplimiento del propósito general del sistema (Meadows, 2008). Por dicha razón, es necesario mantener una congruencia entre los diferentes propósitos de los componentes del sistema con el propósito general del sistema. De dicha congruencia va a depender que el sistema sea exitoso o no (Meadows, 2008).

Finalmente, para lograr entender el comportamiento de un sistema, el pensamiento sistémico no debe sustituir al pensamiento lineal, sino que deben complementarse para poder intentar comprender las propiedades de los componentes y las relaciones entre éstos dentro del sistema (Monat and Gannon, 2015). En este sentido, el pensamiento sistémico podría ser una herramienta que ayude a comprender la relación entre los diferentes componentes del sistema hídrico urbano, como los Espacios Verdes Urbanos y los acuíferos someros.

Espacios Verdes y Acuíferos Someros como componentes del sistema hídrico urbano

El sistema hídrico urbano posee una gran cantidad de componentes que se relacionan entre sí (Figura 1.1). En este trabajo de investigación nos centraremos en algunos de estos componentes con el objetivo de entender como son las relaciones entre ellos. Estos componentes son, por un lado, los espacios verdes urbanos (EVU) como un ejemplo de los sitios donde se puede infiltrar el agua de lluvia en las ciudades. Por otro lado, los acuíferos someros como un tipo específico de sistema de agua subterránea presente en algunas ciudades como fuente de disponibilidad de agua limpia.

Espacios Verdes Urbanos

Los espacios verdes urbanos se relacionan generalmente con servicios ecosistémicos culturales asociados a su uso (recreación y actividad física) y con la captura de CO₂ realizada por la vegetación presente en ellos (McPhearson et al., 2014). Además, dichos espacios mejoran el paisaje de las ciudades y ayudan a regular el clima, entre otros beneficios indirectos. El aumento de la densidad poblacional en las ciudades, durante las últimas décadas, está provocando que los espacios verdes urbanos sean escasos y que proporcionen menor cantidad y calidad de servicios ecosistémicos (Chelleri et al., 2015; Colding and Barthel, 2013). Por ejemplo, la afectación de servicios ecosistémicos provoca cambios en el clima, en la dinámica del agua (inundaciones y falta de agua) y en la calidad del aire, entre otros problemas (McPhearson et al., 2015; Zambrano et al., 2017).

Dentro de los servicios ecosistémicos que brindan los espacios verdes urbanos se encuentra su capacidad de infiltración de agua de lluvia y la posterior recarga de los sistemas agua subterránea. Esta infiltración cumple funciones de regulación de la cantidad de agua en la ciudad. Por un lado, regula la cantidad de agua en la

superficie contribuyendo al control de inundaciones y, por otro lado, regula la cantidad de agua subterránea disponible para la población (Figura 1.2). A su vez, los espacios verdes urbanos también cumplen funciones de regulación de la calidad de agua subterránea a través del aporte de agua con calidad similar al agua de lluvia (Figura 1.2).

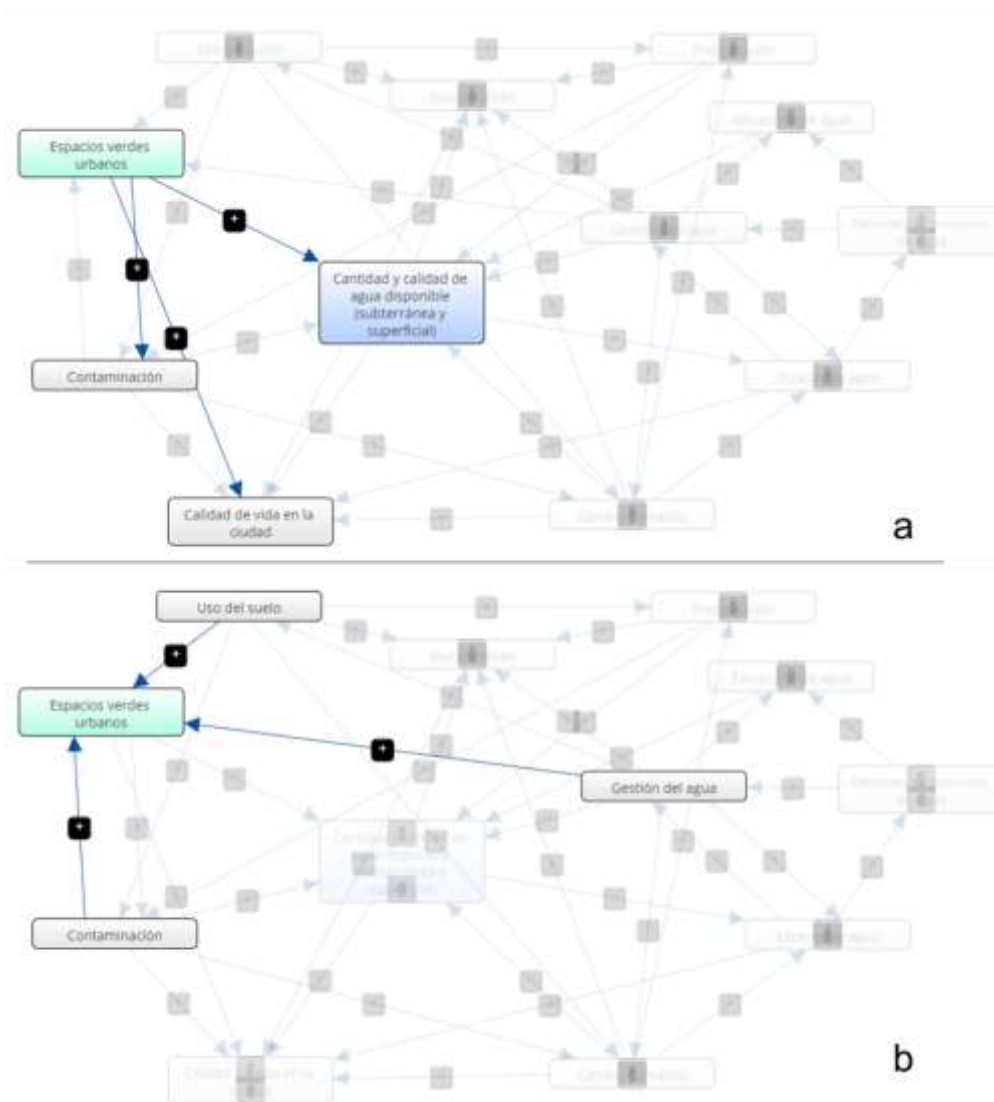


Figura 1.2: Relaciones de los espacios verdes urbanos dentro del sistema hídrico de una ciudad. En “a” se muestra la influencia de los EVU sobre otros componentes del sistema y en “b” se muestran los componentes del sistema que influyen sobre los EVU. Los rectángulos representan a los componentes del sistema, mientras que las flechas representan la relación entre dichos componentes.

La cantidad y calidad de SE asociados al agua que brindan los EVU están determinadas por las características y estado de conservación de estos. Por tanto, es importante conocer las propiedades de los EVU, como componentes del sistema hídrico urbano, para luego poder entender las relaciones de dichos EVU con el resto de los componentes del sistema. Algunas de las propiedades de los EVU son: el tamaño, el tipo de subsuelo, el tipo de suelo, el grado de intervención y la contaminación que recibe (Figura 1.3).

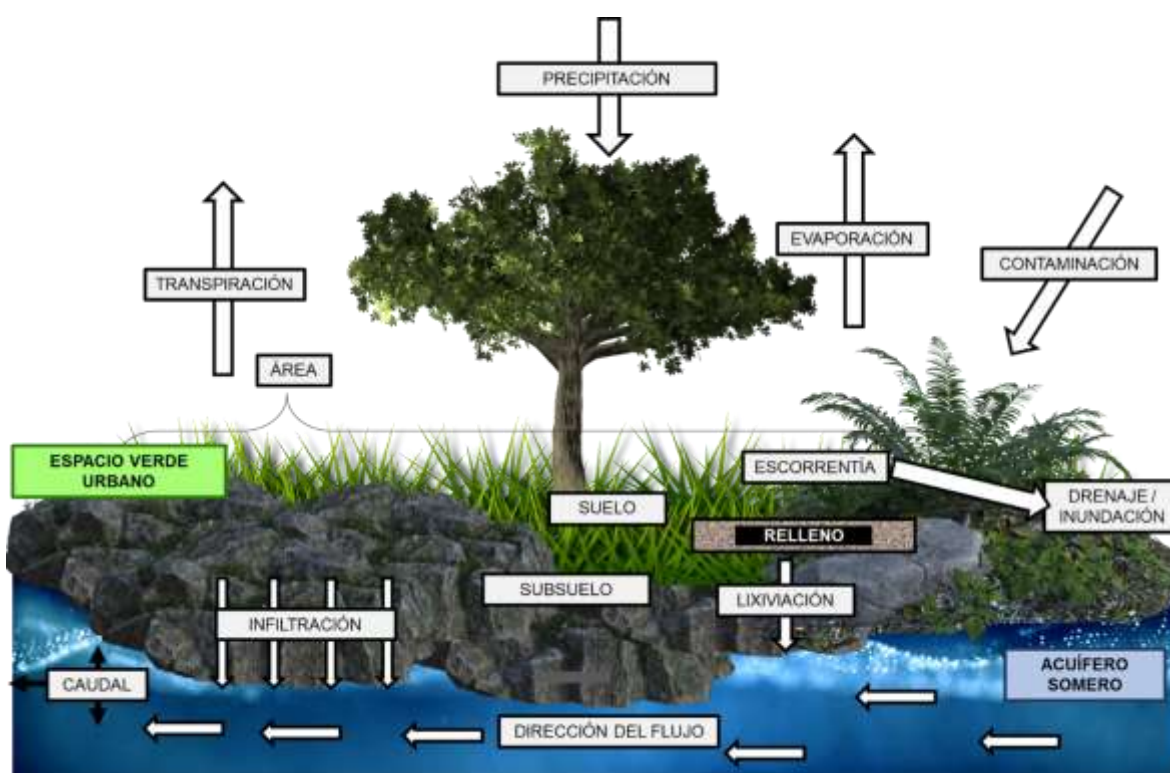


Figura 1.3: Diagrama conceptual de las variables internas de dos componentes del sistema hídrico urbano, que determinan la cantidad y calidad de servicios ecosistémicos asociados al agua que puede brindar un espacio verde urbano relacionado con un acuífero somero.

El área urbana representada por los EVU es el sitio donde se puede infiltrar el agua de lluvia en la ciudad, ya que el proceso de urbanización impermeabiliza gran parte de la superficie impidiendo la infiltración (Zambrano et al., 2017). Esta variable se

relaciona directamente con la cantidad de lluvia que cae en la zona donde se encuentra el EVU, la relación entre estas variables nos da el máximo de agua que se podría infiltrar en dicho EVU.

Las características del subsuelo son un factor determinante para la cantidad de agua que se puede infiltrar en un EVU. Dicha importancia se la da la conductividad hidráulica que posea el subsuelo y que va a estar determinada por el tipo de sustrato que este contenga. Por ejemplo, un basalto volcánico posee una conductividad hidráulica en el orden de 9×10^{-3} a 864 m d^{-1} , mientras que limos y arcillas poseen una conductividad hidráulica en el orden de 0.01 a 1.0 m d^{-1} (Freeze and Cherry, 1979; Lot et al., 2012), lo que hace que en las zonas de basalto sean más propicias para la infiltración de agua.

Asimismo, se debe considerar la estructura y la textura del suelo presente, ya que estas características van a determinar la cantidad de agua por unidad de tiempo que puede entrar en el suelo. La capacidad de infiltración de agua en el suelo afecta la cantidad de agua que puede llegar al subsuelo y finalmente recargar lo acuíferos, dejando así agua disponible para la extracción (Yang and Zhang, 2011). A su vez, la infiltración de agua en el suelo también influye sobre la escorrentía, regulando así la presencia de inundaciones en la ciudad (Alaoui and Goetz, 2008).

Otras variables indispensables de considerar al relacionar los espacios verdes urbanos con el agua son los impactos que dicho EVU sufrió o sufre por parte de la población urbana. En este sentido es importante evaluar si el suelo del EVU sufrió modificaciones para el fin que está destinado dicho espacio. Por ejemplo, la presencia de relleno, que es una práctica común en este tipo de espacios que tienen fines de recreación o estéticos. Este relleno hace que cambien las características del suelo original (estructura y textura) afectando así la capacidad de infiltración (Zambrano et al., 2019). A su vez, la presencia de relleno puede afectar la calidad del agua infiltrada en el EVU debido al aporte de contaminantes en su camino hacia el subsuelo. Otro impacto, es la contaminación que reciben los EVU desde la ciudad que los rodea (Nava-López et al., 2009). Dicha contaminación, sin importar su tipo

u origen, al depositarse en el EVU puede terminar afectando la calidad del suelo y así la calidad del agua que en él se infiltra.

Por lo tanto, en el contexto actual, la urbanización representa un desafío para la infiltración de agua y por lo tanto una amenaza a la cantidad y calidad de agua disponible. Las ciudades que satisfacen su demanda de agua principalmente de agua subterránea deben prestar especial atención a la cantidad, calidad y diversidad de los espacios verdes urbanos y a su relación con el ciclo del agua en la ciudad (Calderón-Contreras and Quiroz-Rosas, 2017).

Acuíferos Someros

El agua subterránea es toda aquella en suelos y formaciones geológicas que se encuentran completamente saturadas y por debajo del nivel freático (Freeze and Cherry, 1979). Este se encuentra en una gran variedad de sedimentos, yendo desde capas poco profundas que almacenan cantidades menores de agua hasta sedimentos que se pueden encontrar a profundidades de varios cientos de metros y que pueden poseer grandes cantidades de agua subterránea (Morris et al., 2003). Los acuíferos someros son los que representan esas capas poco profundas y generalmente indican el nivel freático al ser la zona saturada del subsuelo que se encuentra próxima a la superficie. Por su ubicación, estos acuíferos tienen una estrecha relación con la superficie viéndose afectados por lo que ocurre en ella en términos de cantidad y calidad de agua (Figura 1.4b) (Lee et al., 2015).

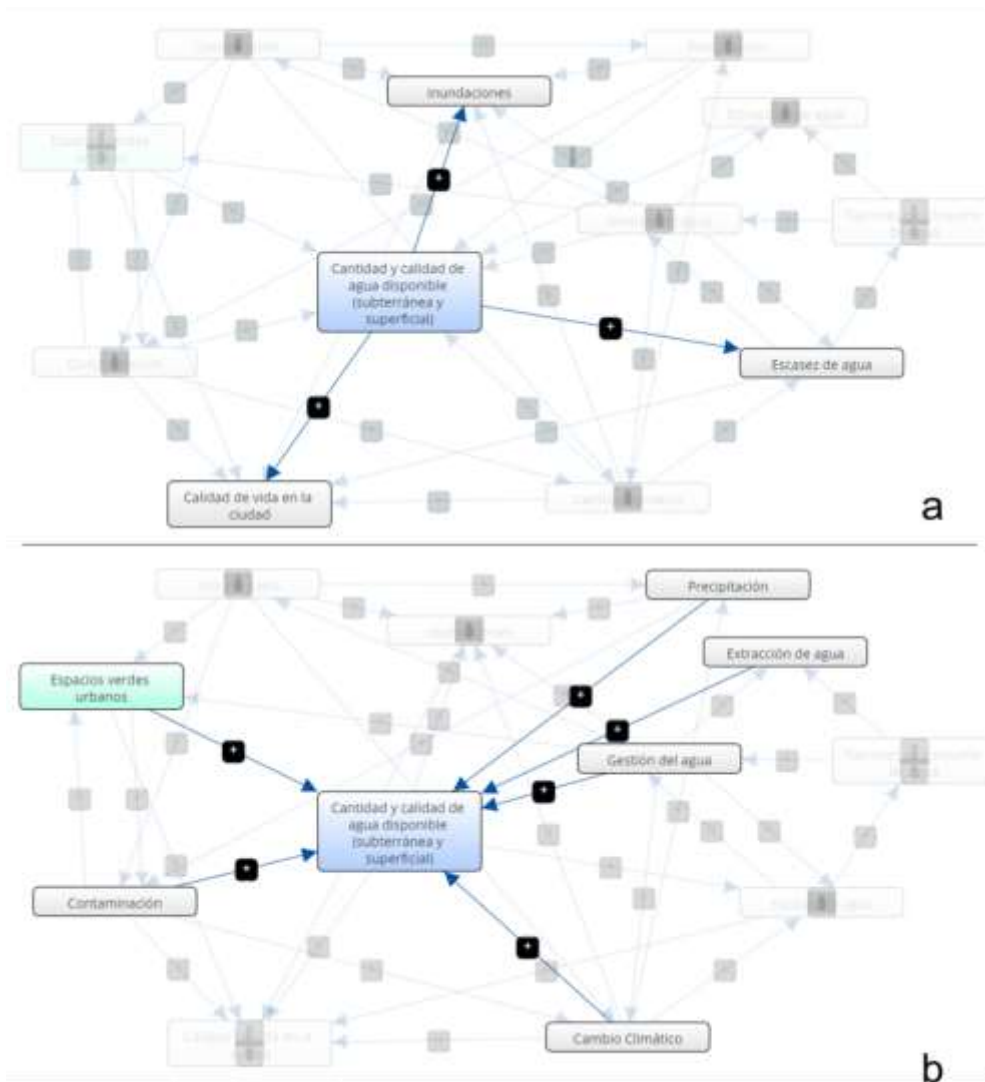


Figura 1.4: Relaciones de los acuíferos someros -como ejemplo de fuente de cantidad y calidad de agua- dentro del sistema hídrico de una ciudad. En “a” se muestra la influencia de los acuíferos someros sobre otros componentes del sistema y en “b” se muestran los componentes del sistema que influyen sobre los acuíferos someros. Los rectángulos representan a los componentes del sistema, mientras que las flechas representan la relación entre dichos componentes.

Los acuíferos someros han sido históricamente una fuente de abastecimiento de agua. Este tipo de acuíferos han fungido como una fuente confiable de cantidad y calidad de agua, con el beneficio extra de su bajo costo de explotación (Foster et

al., 2011; Schirmer et al., 2013). A su vez, los acuíferos someros también pueden funcionar como un depósito de agua de lluvia que ayuda a evitar las inundaciones en las ciudades (Figura 1.4a) (Göbel et al., 2004).

Con el avance de la urbanización los acuíferos someros comenzaron a ser menospreciados como fuentes para el suministro de agua ya que sus niveles bajaron debido a la explotación intensiva y su calidad disminuyó a causa de su deficiente o nula gestión y el tratamiento deficiente de los residuos en las ciudades (Howard, 2002).

Por lo tanto, el entendimiento del agua subterránea como un componente del sistema urbano es imprescindible para lograr una gestión sostenible de la ciudad. Al igual que con los EVU, es necesario conocer las propiedades de los acuíferos someros como componentes del sistema hídrico urbano, para así poder entender cómo se relacionan con el resto de los componentes del sistema (Capítulo 1).

Algunas de las propiedades de los acuíferos someros importantes a considerar son: la extensión del acuífero, su profundidad y espesor, el tipo de sedimento por el que se mueve, su relación con la superficie, su relación con capas más profundas, su caudal y su dirección de flujo (Figura 1.1).

Conocer la extensión del acuífero, así como su profundidad y extensión es fundamental para poder planificar y gestionar tanto su conservación como su explotación. Esto se debe a que al conocer la extensión se puede comenzar a hacer relaciones tanto con lo que pasa en la superficie sobre él, como con lo que pasa en la profundidad debajo de él. Por ejemplo, al conocer la extensión y la profundidad del acuífero somero, se evitaría que en la superficie sobre el mismo se realice un desarrollo inmobiliario que necesite una perforación tal que llegue a encontrarse con el curso de agua subterránea. Por otra parte, cuando un acuífero profundo es explotado intensivamente, por debajo de un acuífero somero, este puede verse afectado por el efecto del vacío debajo de él, provocando así un drenaje de agua desde la capa somera hacia una capa más profunda. Esto trae consigo

consecuencias tales como el hundimiento y/o agrietamiento de la superficie (Kralisch et al., 2012; Legorreta, 2006).

El tipo de sedimento por el que se mueve el agua subterránea permite definir los límites del acuífero somero tanto en sentido horizontal, la extensión del acuífero, así como en sentido vertical, la interacción del acuífero con la superficie y con las capas más profundas. A su vez, las características del sedimento van a determinar la cantidad de agua que se puede mover por él, su caudal, así como la velocidad del movimiento (Freeze and Cherry, 1979).

Otra variable fundamental por conocer del agua subterránea es la dirección del flujo de agua. Dicha dirección permite entender el recorrido del agua desde las zonas de recarga hasta las zonas de descarga (Domenico and Schwartz, 1998). A su vez, la dirección del flujo de agua está estrechamente relacionada con la concentración de contaminantes a lo largo del recorrido del agua dentro del acuífero.

Aunque los acuíferos someros no son ampliamente estudiados en la actualidad, son fuentes alternativas de agua tanto en ciudades como en zonas rurales. Sin embargo, este tipo de acuíferos son ampliamente dependientes del manejo de la superficie sobre ellos y del agua subterránea debajo de ellos. Esto se debe a que los efectos de las fuentes de contaminación y la extracción intensiva desde los estratos profundos puede llevar a la contaminación y secado, respectivamente, del sistema somero (Morris et al., 2003). Por lo tanto, la gestión integral de la superficie y los acuíferos someros puede contribuir al manejo de problemas de escasez de agua de calidad e inundaciones en las ciudades.

En conclusión, al conocer los componentes del sistema hídrico, tales como los espacios verdes urbanos y los acuíferos someros, y entender sus relaciones dentro del sistema, se puede gestionar dicho sistema de manera integral con el fin de que aparezcan propiedades emergentes benéficas para la sostenibilidad hídrica en las ciudades.

Sostenibilidad hídrica en ciudades: un acercamiento desde el pensamiento sistémico

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU), la cantidad y calidad de agua disponible para la población y para los ecosistemas, es un aspecto central para promover ciudades sostenibles. Por dicha razón, dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) se evidencia la relación entre el agua y las ciudades sostenibles (United Nations, 2019; WWAP, 2019).

La sostenibilidad hídrica implica la capacidad de las ciudades para contar con una disponibilidad de agua, tal como para satisfacer sus necesidades en cuanto a consumo de agua y producción de alimentos, sin comprometer dicha capacidad para el futuro (Spring, 2011). Si se cuenta con una adecuada gestión del sistema hídrico, como resultado de la interacción entre los diferentes componentes del sistema (Figura 1.1), pueden aparecer propiedades emergentes benéficas que impulsen la sostenibilidad hídrica de la ciudad.

Para avanzar en una gestión hídrica urbana enfocada en alcanzar la sostenibilidad hídrica, los espacios verdes urbanos y el agua subterránea, específicamente los acuíferos someros, resultan componentes relevantes a tomar en consideración si están presentes en la ciudad. Los espacios verdes urbanos permiten la infiltración de agua hacia los acuíferos someros y a consecuencia de esto, los acuíferos someros pueden actuar como una fuente complementaria para la provisión de agua para las ciudades. A su vez, la infiltración de agua en los EVU ayuda a regular la cantidad de agua lluvia en la superficie. En este sentido el agua infiltrada en los EVU llega a los acuíferos someros que actúan como depósitos de agua de lluvia reduciendo así el riesgo de inundaciones en la ciudad (Liao, 2012; Yang and Zhang, 2011). Dichos servicios ecosistémicos pueden brindar a la ciudad la posibilidad de poseer una disponibilidad de agua suficiente para consumo y prevenir inundaciones en su territorio en el contexto de eventos climáticos extremos como sequías y tormentas (Cosens and Williams, 2012; Falkenmark, 2017; Liao, 2012; Meerow et al., 2016).

El conocimiento sobre los espacios verdes urbanos y los acuíferos someros en las ciudades aporta a la construcción de sostenibilidad de estas, aumentando su capacidad de contar con agua disponible para el consumo actual y futuro y por su contribución a la prevención de inundaciones. En este sentido, la Ciudad de México es un caso de estudio que permite entender cómo es la relación entre los espacios verdes urbanos con el agua subterránea, y cómo ésta puede aportar a la sostenibilidad hídrica de las ciudades.

La Ciudad de México y el sistema hídrico

La Ciudad de México se abastece de agua principalmente con agua subterránea. El 71% del abastecimiento ocurre a través de la extracción de agua desde el acuífero principal, mientras que el resto se abastece importando agua de sistemas externos de los cuales se complementa el abastecimiento de la ciudad y una parte minoritaria se extrae de sistemas menores (Mazari-Hiriart et al., 2014), como lo es el acuífero somero asociado a la formación geológica de roca basáltica producto del derrame de lava del volcán Xitle, conocido actualmente como Pedregal de San Ángel, en el sur de la ciudad (Canteiro et al., 2019; Zambrano et al., 2016).

Una aproximación para entender la relación entre la Ciudad de México y el agua puede ser a través del análisis de tres variables que evidencian la complejidad de dicha relación. La primera variable es la disponibilidad de agua para consumo como variable fundamental a considerar debido a que en la ciudad conviven aproximadamente 20 millones de personas, con una demanda total de $77 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, para uso primario (Mazari-Hiriart et al., 2014) (Figura 1.4). Esta conducta de consumo genera que el acuífero principal se encuentre intensivamente explotado, con una cantidad de $228,338 \text{ Mm}^3$ de agua extraída al año por encima de la cantidad de agua infiltrada (CONAGUA, 2015). La segunda variable es el aporte de sustancias o microorganismos ajenos al sistema, aportados como contaminantes al agua subterránea. La expansión urbana y el consecuente cambio de uso del suelo es uno de los factores más importantes relacionados al riesgo de contaminación del

agua subterránea en la ciudad, debido al incremento de las posibles fuentes de contaminación (Mazari-Hiriart et al., 2006). Las principales fuentes de contaminación de las aguas subterráneas, en el área urbana de la Ciudad de México son: industria, depósitos de residuos sólidos, tanques de combustible, desagües, gasolineras, áreas urbanizadas y pozos de extracción de agua abandonados (Mazari-Hiriart et al., 2006; Soto et al., 2000). Si bien en la ciudad existen algunas fuentes de contaminación en la zona aluvial y la zona volcánica, que presenta alta conductividad hidráulica que favorece la infiltración, la mayoría de las fuentes potenciales de contaminación se encuentran en el área cubierta por sedimentación lacustre donde la conductividad hidráulica del subsuelo es baja, por lo tanto el riesgo de contaminación del agua también es bajo (Mazari-Hiriart et al., 2006) (Figura 1.4).

Por último, la tercera variable a considerar es el impacto en la infiltración del agua. El cambio de uso del suelo por urbanización es determinante, en este sentido, en la Ciudad de México (Mazari-Hiriart et al., 2006). El cambio en el uso del suelo afecta drásticamente las posibilidades de infiltración de agua en la ciudad al reducir la cantidad de espacios verdes urbanos, lo que impacta en la recarga de los acuíferos y como consecuencia disminuye la cantidad de agua disponible para la ciudad. A su vez, al disminuir la infiltración de agua se aumenta el riesgo de inundaciones (Zambrano et al., 2017) (Figura 1.5).

Por lo tanto, la Ciudad de México en su camino a ser una ciudad sostenible, en el marco de lo planteado en los Objetivos de Desarrollo Sostenible planteados por la ONU (United Nations, 2019), deberá prestar especial atención a sus espacios verdes urbanos y a su relación con el agua subterránea, así como con todo el ciclo del agua en la ciudad.

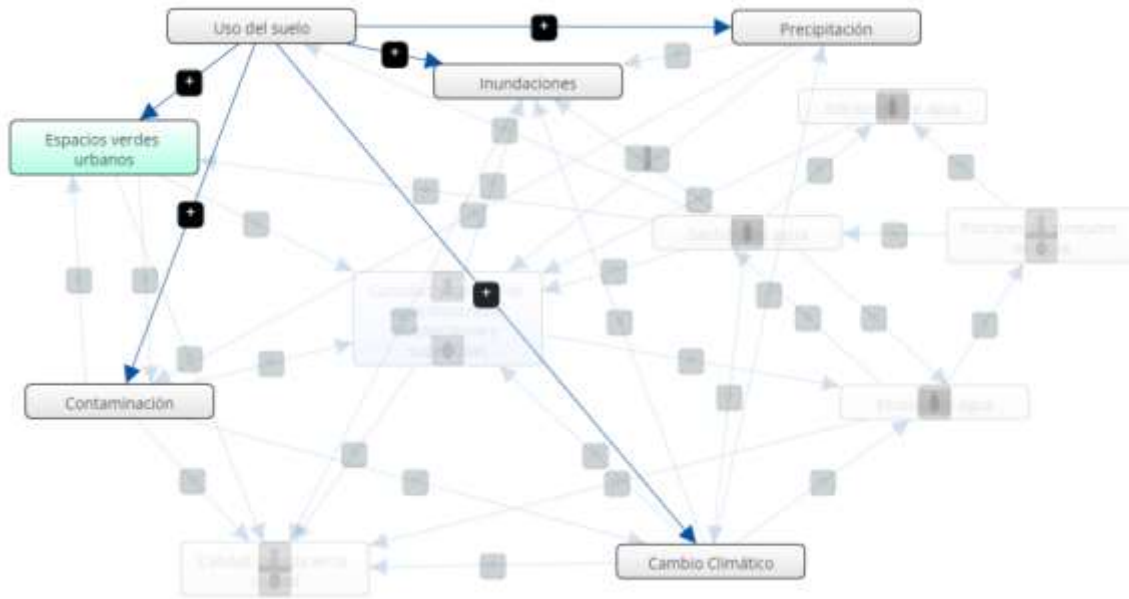


Figura 1.5: Relaciones del uso del suelo con los componentes del sistema hídrico urbano. Los rectángulos representan a los componentes del sistema, mientras que las flechas representan la relación entre dichos componentes.

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y el Acuífero Somero debajo de ella

En la Ciudad de México, algunos espacios verdes urbanos conservan sus características naturales originales. Por ejemplo, en la zona sur de la ciudad, se encuentra un espacio verde urbano protegido por la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) bajo el estatus de Reserva Ecológica. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) actualmente posee una extensión de 2.37 km² y está ubicada en una región que originalmente se conocía como el Pedregal de San Ángel (Pedregal). El Pedregal contaba con una extensión original de 80 km² y se formó como resultado de la erupción del volcán Xitle hace aproximadamente 1670 años (Siebe, 2000). Debido a la expansión urbana, el Pedregal se redujo y fragmentó por lo que actualmente solo ocupa el área correspondientes al REPSA y a fragmentos aislados como parques y camellones

en la zona sur del suelo urbano de la Ciudad de México (Alvarez Sanchez et al., 1994; Rojo Curiel, 1994).

Debido a que la reserva se encuentra inmersa en una de las urbes más grandes del mundo recibe continuamente impactos desde la ciudad que la rodea, tales como residuos sólidos, ruido, contaminación atmosférica, especies invasoras, extracción de plantas (Alvarez Sanchez et al., 1994; Lot and Cano-Santana, 2009). A pesar de ser impactada negativamente por la ciudad, la REPSA brinda servicios ecosistémicos a la población de la Ciudad de México dentro de todas las categorías existentes: culturales, de regulación, de soporte y de provisión (Nava-López et al., 2009). Dentro de la categoría de regulación, se encuentran los de regulación de la cantidad y calidad de agua. Dichos servicios se destacan debido a las características del subsuelo bajo la REPSA, ya que éste posee alta conductividad hidráulica, por lo que se infiere que la reserva podría ser una zona de recarga de los acuíferos (Nava-López et al., 2009). Sin embargo, no existen suficientes estudios centrados en la dinámica del agua que describan ni el origen ni el destino final del agua que corre dentro y debajo de la reserva (Canteiro et al., 2019; Nava-López et al., 2009).

Las características de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y su relación con el acuífero somero debajo de ella, tienen la posibilidad de contribuir a la sostenibilidad hídrica de la Ciudad de México. Dicha contribución va a estar determinada por las características de la gestión integral del territorio, la cual debe considerar por lo menos los componentes del sistema hídrico mencionados anteriormente (Figura 1.1). Dicha gestión, además de hacer de la ciudad un lugar más sostenible, impulsaría a la Ciudad de México hacia el cumplimiento del compromiso de los Objetivos de Desarrollo Sostenible establecidos por la ONU.

Objetivo general

Este trabajo tuvo como objetivo entender la relación entre los espacios verdes urbanos y los acuíferos someros urbanos, como componentes del sistema hídrico urbano y analizar el aporte a la sostenibilidad de las ciudades, a través de la aparición de propiedades emergentes de dicho sistema. La investigación se realizó a través de un estudio de caso en la Ciudad de México: la Reserva del Pedregal de San Ángel y el acuífero somero con el que se relaciona.

Objetivos específicos

1. Comprender la relación entre el acuífero principal de la Ciudad de México y el acuífero somero al sur de dicha ciudad, y a su vez evaluar como este acuífero somero se ve influenciado desde la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel que ocupa parte de su superficie en el sur de la Ciudad de México.
2. Evaluar el posible efecto de dilución provocado por el agua infiltrada en Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en la calidad del agua del acuífero somero con el que se relaciona.
3. Comprender cuál es la contribución de la relación entre REPSA y el acuífero somero a la regulación de la cantidad de agua en el sur de la Ciudad de México.

Hipótesis general

La presencia de espacios verdes y acuíferos someros en las ciudades, así como la relación entre éstos y el resto de los componentes del sistema hídrico urbano, contribuye a la aparición de propiedades emergentes tales que contribuyan a la sostenibilidad hídrica de las urbes, si se realiza una gestión integral del territorio con enfoque sistémico.

2 - CAPÍTULO 1 - Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City

Marcelo Canteiro, Selene Olea, Oscar Escolero, Luis Zambrano

Artículo de Requisito - publicado en la revista: Groundwater for Sustainable
Development en diciembre 2018





Contents lists ScienceDirect

Groundwater for Sustainable Development

journal www.elsevier.com/locate



Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City

Marcelo Canteiro^a, Selene Olea^b, Oscar Escolero^c, Luis Zambrano^{a,1}

^aDepartamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Ciudad de México, México ^bPosgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 Ciudad de México, México ^cDepartamento de Dinámica Terrestre Superficial, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 Ciudad de México, México



ARTICLE INFO

Keywords:

Shallow aquifers
Pedregal
Infiltration
Recharge
Groundwater

ABSTRACT

Mexico City is an example of intense socio-ecosystem interactions, particularly in water management. The groundwater under this city has complex structures and dynamics due to the coexistence of aquifers located at different depths. Through groundwater extraction, the main aquifer supports 71% of the water demand of the city. In this research, we describe the dynamics between aquifers and the surface, particularly in preserved spaces located south of the city. The results indicate the presence of a shallow aquifer that is relatively independent to the main one. The water of both aquifers has the same origin (rainwater) and the same water flow direction, but it has different recharge areas and residence times. Apparently, there is a strong interaction between the shallow aquifer and the surface, in which the small proportion of preserved green spaces (27 km²), in relation to urbanized ones (53 km²), may produce negative consequences on the quality and quantity of groundwater. The lack of knowledge about the dynamics of the shallow aquifer leads to its underappreciation for the water management of the city.

Introduction

Cities are complex systems with constant interactions between their social and ecological variables, which generate the so-called socioecosystems (Fischer et al., 2015). In these interactions, green spaces are relevant because they increase landscape properties (Hough, 2004) that are critical providers of direct and indirect benefits to human wellbeing and health (Bennett et al., 2015). These areas must be properly managed to stimulate inclusive, sustainable and resilient cities (McPhearson et al., 2014). Thus, there are two approaches used to promote the preservation of these green spaces (Tallis and Lubchenco, 2014). The first is the

¹ Corresponding autor.

E-mail address: zambrano@ib.unam.mx (L. Zambrano).

<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.12.007>

Received 23 August 2017; Received in revised form 13 December 2018; Accepted 31 December 2018 Available online 02 January 2019

instrumental approach, which focuses on the benefits, i.e., ecosystem services, that the green spaces provide to the urban population (Reid, 2006), and the second is the intrinsic value approach, which is used to preserve biodiversity (Acosta and Esperanza, 2011).

Mexico City is an example of intense interactions between ecological and social variables, especially regarding water. This city, with 22 million inhabitants, has a water demand of 77 m³/s (Mazari-Hiriart et al., 2014). Part of this demand (71%) is supplied by groundwater extraction through wells from the main aquifer. The depth of this aquifer ranges from 70 to 500 m, and it is a heterogeneous unit with granular materials and fractured volcanic rocks. Previous studies have divided this aquifer into two sub-units due to an increase of clays materials at 150 m of depth: the first sub-unit at 70–180 m and the second at 180–500 m (Morales-Casique et al., 2014). The main aquifer is overexploited to satisfy the water demands of human population. According to the National Commission of Water (CONAGUA in Spanish), this overexploitation is reflected in an annual extraction of 1103.98 Mm³, which surpasses the amount of water that is infiltrated (CONAGUA, 2015). These numbers do not consider the water required by ecosystems dynamics, and therefore, values must be recalculated to have a more realistic understanding of the watershed hydrodynamics (Rohde et al., 2017). The overexploitation of the main aquifer has different consequences, such as the draining of shallow aquifers to the main one, which can generate land subsidence in different areas of the city— and consequently, more vulnerable citizens to earthquakes—and fissures in superficial water bodies (Kralisch et al., 2012; Legorreta, 2006).

The groundwater system has a complex structure due to the coexistence of aquifers that are located at different depths. These aquifers are nourished with water from diverse ecosystems that have multiple types of soil; therefore, numerous groundwater dynamics are generated (Tóth, 2015). This dynamics diversity starts from the regions in which they are recharged and includes the distance and the speed at which the water travels. Each rocky area, lake, woodland, or urban region has different fluxes dynamics, which generate differences in the quality and quantity of water that is infiltrated into the groundwater system. Shallow aquifers are the most susceptible of being polluted by surface activities because of their proximity, and according to the characteristics of the surface, these aquifers are susceptible to different type pollutants. However, most of these aquifers are interconnected and, in consequence, pollution can spread throughout the water system, and all of them can be affected by the overexploitation of the main aquifer (Lee et al., 2015). The amount of sources of groundwater pollution in Mexico City (Soto et al., 2000) increases the urgency of understanding the water flow dynamics among the overexploited aquifers.

In Mexico City, the main sources of groundwater pollution are industries, solid waste disposal, the sewage system, gas stations, fuel tanks, the urban zone, and the abandoned water extraction wells (Soto et al., 2000). Within Mexico City, three municipalities are located above the shallow aquifer: Alvaro Obregon, Coyoacan, and Tlalpan. According to Soto et al. (2000) these municipalities have several sources of pollution that could affect the groundwater. Alvaro Obregon Municipality is mainly affected by pollution, and fuel tanks represent a major threat. Tlalpan Municipality is the least affected by pollution, and the main risk is generated by solid waste. Coyoacan Municipality has an intermediate level of risk, and urbanization is the major threat (Soto et al., 2000). Therefore, managing the sources of pollution on the surface above the shallow aquifer is crucial due to groundwater susceptibility of pollution.

In Mexico City, green spaces have become a cornerstone to provide water source to feed aquifers. The Pedregal is a good example of a preserved area in Mexico City. This area was formed by basaltic rock from the Xitle volcanic eruption that occurred approximately 1670 years ago, and this rocky formation has low presence of soil, which explains its name: Pedregal (rocky area). The Pedregal has an average annual temperature of 16.1 °C and an annual accumulated precipitation of 870.2 mm (Lot and Cano-Santana, 2009).

Due to the urban expansion that has occurred over the last century, the Pedregal has suffered a dramatic fragmentation and area reduction from 80 km² in 1954 to 40 km² in 1984. Currently, there are only two important green spaces within the original extension of the Pedregal: the Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) and the Tlalpan's forest. The Tlalpan's forest does not have the original characteristics of the Pedregal because it suffered human-related transformations in the creation of this urban park. Therefore, the provision of ecosystem services of the Tlalpan's forest has been influenced by humans (Calderón-Contreras and Quiroz-Rosas, 2017). The REPSA is a natural protected area where the pristine characteristics of the Pedregal have been preserved (Calderón-Contreras and Quiroz-Rosas, 2017). Currently, the REPSA is considered the last remaining area of the Pedregal, with only 2.37 km² based at the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (Alvarez Sanchez et al., 1994; Rojo Curiel, 1994) (Fig. 1). The fragmentation and reduced area of the Pedregal has a negative impact on the biodiversity and the ecosystem dynamics. However, the Pedregal still provides ecosystem services to the population of Mexico City (Nava-López et al., 2009).

The lack of green spaces can generate a reduction in the amount water infiltration because the soil in urbanized areas is practically impermeable, and the rainwater in this area is diverted to sewage systems. This often results in floods in the lowlands of the city (Zambrano et al., 2017). Despite having a large sewage system, the

rainwater diversion process in Mexico City is inefficient (Candiani, 2014), particularly under extreme storms, which will be commoner with climate change (Zambrano et al., 2017). Because of the low presence of soil and the characteristics of the subsoil, the zone of the Pedregal has high hydraulic conductivity. Since this area promotes a fast water infiltration, the REPSA provides ecosystem services related to the regulation of water quality and quantity of the aquifer (Nava-López et al., 2009).

The human population living in the Pedregal ecosystem has always used water from the shallow aquifer, using the scattered springs that occur in the area. However, this water is underappreciated by managers, possibly because of the lack of knowledge on the dynamics of the aquifer. For example, throughout the entire city, it is common to redirect the water from springs to the sewage system once it appears while an infrastructure project is being built. The lack of knowledge about the characteristics of the aquifer may result in the detrimental use of water and the pollution of this scarce and valuable resource in the city.

Therefore, the objective of this research is to understand the relationship between the aquifers and to evaluate the influence of the surface area of the preserved Pedregal in the southern part of Mexico City.

2. Methods

Geological sections provide stratigraphy information, which helps to understand how groundwater moves between aquifers. To obtain information from the geological sections, the lithological columns from the water extraction wells that surround the REPSA were analyzed (data from SACMEX, which stands for Water System of Mexico City in Spanish). The lithologies were clustered according to the geological local map of Carrillo Trueba (1995). Twelve lithological columns from wells were used in Section I (direction: northeast to southwest), and eleven lithological columns from wells were used in Section II (direction: west to east) (Fig. 1).

Water sampling was made in June 24, 2016, at seven sites within the Pedregal (Fig. 1). Four of these sites were natural springs in private spaces (i.e., D, E, F and G), and three (i.e., A, B and C) were water extraction wells that were property of SACMEX. The water field parameters [electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), pH, temperature (T), redox potential (Eh)] were measured at all sites using multi-parameter equipment (Hanna Instruments 9812).

Water samples were collected to determine the main anions (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , PO_4^{3-}), the main cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) and the trace elements (Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Na, Pb and Zn). At the collection site, samples were filtered through 0.45- μm Millipore cellulose nitrate filters. The samples collected for cation and trace element analyses were also acidified with HNO_3 to pH~2 (Appelo and

Postma, 2005). All samples were stored in a cooler at approximately 4 °C and transported to the Institute of Geology at UNAM. Anions and cations were analyzed by liquid chromatography in the Chromatography Laboratory, and trace elements were analyzed by inductive coupling plasma (ICP) with an optical emission spectrophotometer (OES) (ICP-OES) in the Atomic Spectroscopy Laboratory (Institute of Geology, UNAM). Cations and anions had a charge-balance error (CBE) from 0.7 to 5.3. Acceptable water analyses have CBE values less than $\pm 5\%$ (U.S.G.S, 2007). Samples for stable isotopes (d18O and d2H (Wassenaar et al., 2009)) were collected and analyzed by laser spectroscopy in the Isotopic Laboratory of Davis University, California, United States of America. The results were expressed as the relative abundance with respect to the Vienna standard mean ocean water (VSMOW) and were compared to the local meteorological line. This line was determined based on rainwater samples that were obtained from the Sierra del Ajusco at the top of the basin and complied with the equation: $d2H = 7.95 d18O + 11.77$ ($r = 0.989$) (Cortés and Farvolden, 1989). Additionally, the altitude above medium sea level where the recharge of the groundwater system occurred was calculated and complied with the equation $d18O = (-2.13z - 3.2) * 1000$, which was based on isotopic data from Cortés and Durazo (2001).

The topographic elevation of the land was used to establish the altitude of the water table, because groundwater moves from high pressure to low pressure areas (Darcy, 1856; Domenico and Schwartz, 1990; Tóth, 1963). The altitude of the water table was calculated with the equation: topography elevation (m.a.s.l.) – water table depth (m). The water table is where the surface water head is equal to the atmospheric pressure (Freeze and Cherry, 1979). The altitude of the water table in each well and the topographic elevation in springs were used separately to create isolines. The groundwater movement is perpendicular to these isolines. Therefore, flow network was created based on the direction of the groundwater movement and the isolines obtained from wells and springs (Domenico and Schwartz, 1990). In addition, the value of the flow was determined using the technique of Section Area and Speed at one of the sites (site E).

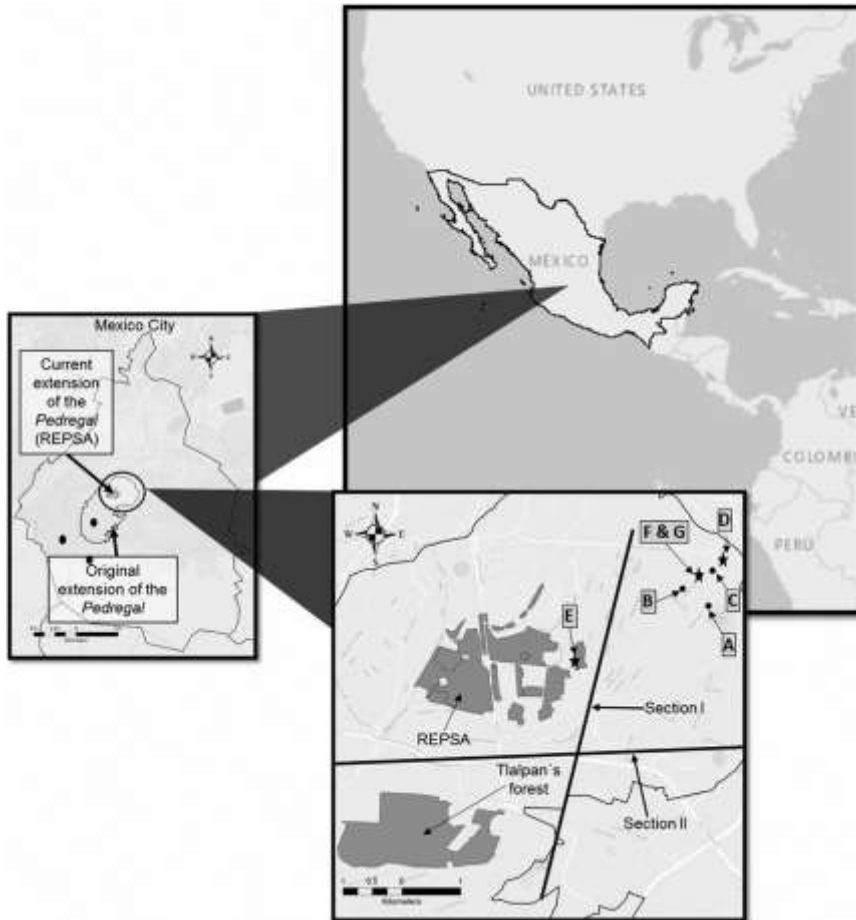


Fig. 1. The Pedregal location in Mexico City, including original and current extension. The zoom image shows the sampled sites. Water wells with dots and springs with stars. Lines are geological sections.

3. Results

Geological sections in the study area had three main layers. The first was composed of recent basalts, where the shallow aquifer was located; the second contained fluvio-lacustrine sediments and tuffs; and the third was based on andesites, where the main aquifer is located (Fig. 2). Based on these results it is possible to consider two aquifers: the shallow and the main one.

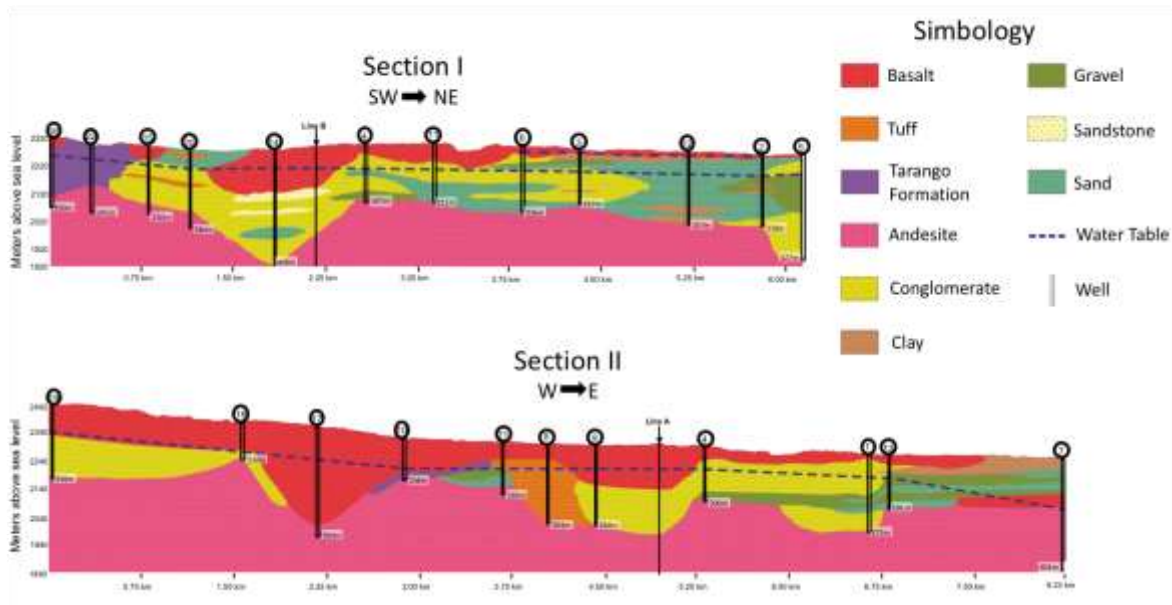


Figure 2: Geologic sections. Section I goes from southwest to northeast and Section II goes from west to east. Circles shows the water extraction wells (Appendix 1). Intersection line shows the point in which both geologic sections cross.

Not all the sampled springs have natural origin, springs E, F and G are outcrops of groundwater as a result of deep excavations. Spring E outcrops at 40 m depth, and springs F and G emerge at 8 m depth with respect to the original natural terrain. The average temperature of water in sampled springs was 19.4 °C, while the temperature of water from wells was 17.0 °C. pH values of the water samples fluctuated between 6.41 and 8.64 and the highest values were obtained at site D. The TDS values ranged from 154 mg/l to 347 mg/l; however, springs F and G were more similar to the water extraction wells than to the other springs, where the values were considerably lower (Table 1). Water from springs and wells has a similar chemical composition based on the concentration of major ions (Table 2). As can be seen in the Piper Diagram (Fig. 3) the samples are grouped in the central part due to this chemical similarity.

Table 1: Physico-chemical parameters in study sites.

Site	Type of site	Coordinates			Temp. (°C)	pH	Eh (mV)	EC (µS/cm)	TDS (mg/l)
		x	y	z					
A	Well	484025.41	2136952.19	2260	17.03	7.16	-12.5	684	342
B	Well	483570.14	2137232.65	2267	17.83	6.64	-9.6	594	297
C	Well	484079.36	2137538.63	2253	16.16	6.41	-9.5	654	327
D	Spring	484253.67	2137713.53	2244	20.32	8.64	-13.5	308	154
E	Spring	481783.89	2135938.80	2274	17.96	7.66	-12.4	365	183
F	Spring	483865.91	2137455.71	2251	18.7	6.72	-3.6	660	330
G	Spring	483865.91	2137455.71	2251	20.53	6.68	-3.9	693	347

Table 2: Major ions data of wells and springs. LOD: Limit of detection.

Site	Type of site	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ²⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)
A	Well	190.1	101.6	12	< LOD	25.7	7.53	12.37	25.29	77.17
B	Well	141.9	62.4	30	< LOD	40	6.63	10.13	19.48	60.32
C	Well	151.6	59.5	28.2	< LOD	46.7	7.4	11.81	21.32	58.61
D	Spring	99.4	20.5	7.9	< LOD	34.8	10.44	20.19	8.05	24.67
E	Spring	78.3	33.6	52	< LOD	47.9	6.54	22.08	12.86	33.37
F	Spring	126.5	72.8	82.8	9.2	81	12.46	27.87	19.1	73.61
G	Spring	154.4	78.7	81.2	10.3	98.5	14.41	33.74	20.26	81.83

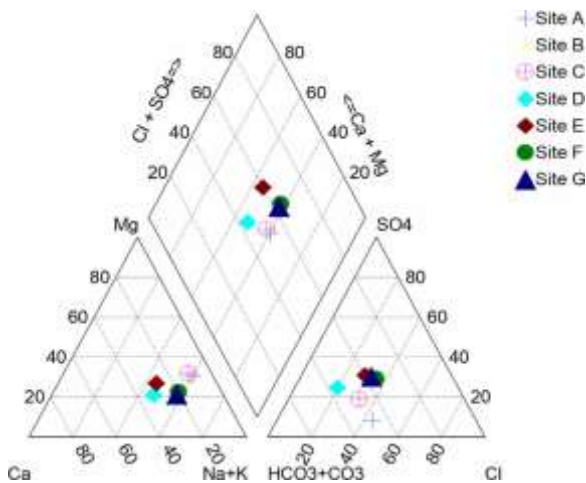


Fig. 3. Water classification diagram (Piper, 1944).

Stiff diagram (Fig. 4) shows that the water from wells A, B, C had the same behavior in the preferential cations: Na + K and Mg. Water from springs D, E, F and G was more enriched in Ca than water from wells. Anion values had a similar behavior: while springs had depleted values of Cl, wells were enriched. In addition, springs F and G, located in the excavated area site, have higher concentrations of Cl than other springs of the study area.

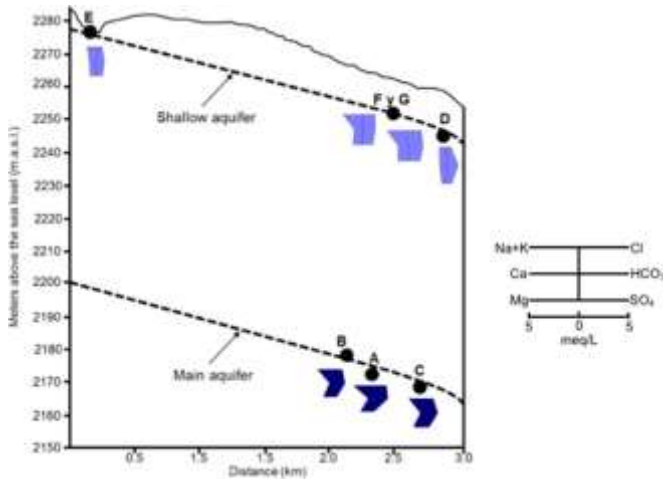


Fig. 4. On the left side the topographic profile and Stiff diagrams of each sampled and on the right side the general Stiff diagram (Stiff, 1951).

Isotopic results from water samples are distributed along a trend line, corresponding to the evaporation process (Fig. 5). Wells A, B and C are the closest to the local meteorological line, while springs D and E are located furthest away, suggesting that the latter two are more influenced by the evaporation process than springs A, B and C.

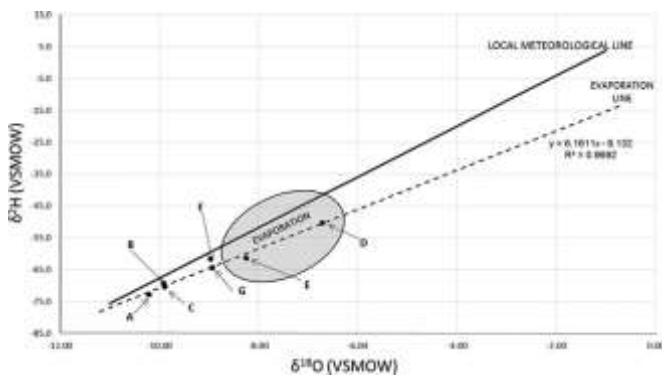


Fig. 5. Correlation between $\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$ and its relationship with the local meteorological line. The sample sites with dots.

The direction of water flow was from southwest to northeast in both aquifers (shallow and main). The flow value (obtained only from site E) was 77.78 m³/d in dry season and 10,160.64 m³/d in rainy season. The results locate the REPSA and Tlalpan forest in the middle of the shallow aquifer. Therefore, their influence of these green spaces is towards the northeast region (Fig. 6a and b). Based on these results, a synthesis figure was generated to illustrate the position, the depth and the distance of both, shallow and main, aquifers (Fig. 4).

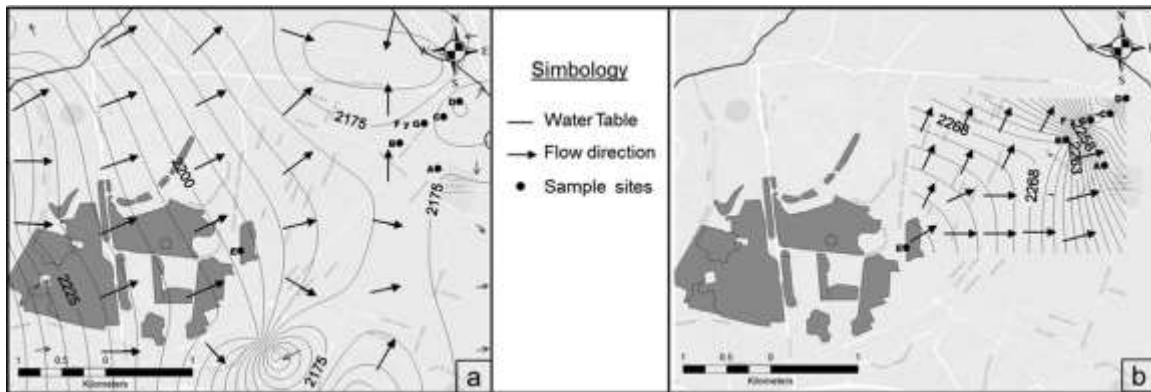


Fig. 6. Flow direction of both aquifers. “a” main aquifer, “b” shallow aquifer. The sample sites with dots.

The water isotopic values of d2H ranged from -50.4‰ to -72.9‰, while the values of d18O ranged from -6.71‰ to -10.20‰. Fig. 4 shows the local meteoric line (LML - continuous line) determined by Cortés and Farvolden (1989). Here, isotopic data are aligned following the trend of an evaporation line (EL - dotted line). Springs D and E showed greater evaporation, while the other sampled sites remained close to the LML, which suggests that all sites have a common water source.

Water analyzed from wells A, B and C was infiltrated at an elevation of 3200 m above sea level (Fig. 7). Water from the springs F and G was infiltrated at an elevation of 2800 m above sea level (Fig. 7). The results for springs D and E were not considered due to the apparent high influence of evaporation.

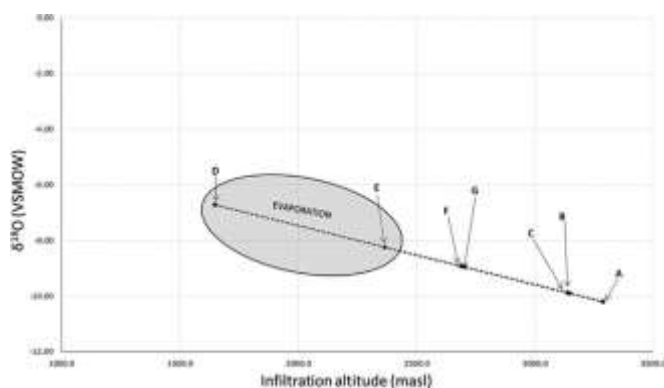


Fig. 7. Altitude above medium sea level of the estimated height of recharge of groundwater systems based in Cortés and Durazo (2001). The sample sites with dots.

There were low concentrations of most of the trace elements (Table 3), and some elements had concentrations lower than the level of determination (LOD). A possible exception is the concentration of Fe found in water of the well A, which can be interpreted as a consequence of basalt weathering at the site that resulted in clays that are rich in this element (Hem, 1992). With the exception of the mentioned variables, there were no other chemical differences between the samples, which suggested that all the groundwater was from the same water source.

Table 3 - Trace elements of wells and springs. LOD: Limit of detection.

Site	Type of site	Al (mg/l)	As (mg/l)	Ba (mg/l)	Cd (mg/l)	Cr (mg/l)	Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)
A	Well	< LOD	< LOD	0.032	< LOD	< LOD	< LOD	10.060	0.002	< LOD	< LOD
B	Well	< LOD	< LOD	0.037	< LOD	< LOD	< LOD	NA	< LOD	< LOD	< LOD
C	Well	0.020	< LOD	0.045	< LOD	< LOD	0.009	2.120	0.003	< LOD	0.024
D	Spring	< LOD	< LOD	0.014	< LOD	< LOD	0.016	NA	< LOD	< LOD	0.012
E	Spring	< LOD	< LOD	0.024	< LOD	< LOD	0.010	NA	< LOD	< LOD	< LOD
F	Spring	0.032	< LOD	0.022	< LOD	< LOD	0.023	0.087	0.004	< LOD	0.030
G	Spring	0.026	< LOD	0.027	< LOD	< LOD	0.022	0.068	0.007	< LOD	0.008

4. Discussion

After analyzing the isotopic results from springs and wells (Appendix 2), two different components of the groundwater systems were identified: the shallow component and the main one. The main groundwater component was reported by Morales-Casique et al. (2015). However, the shallow component has never been reported before. Contrary to the main aquifer, this shallow component is unconfined.

A combination of conglomerate, tuff and clay layers separate these two components (geological sections, Fig. 2). This separation is due to the low hydraulic conductivity in these materials. The hydraulic conductivity assigned to clay is 0.000006 m/d (Based on data from Fetter, 2001), However, the aquifers can be hydraulically connected in zones where there is no presence of the layer with low conductivity or its thickness is small.

In addition, results suggest that the main aquifer is recharged at an altitude of 3200 m.a.s.l., which corresponds to the foothills of the Sierra del Ajusco, while the shallow aquifer is recharged at the elevation of 2800 m.a.s.l, which is in the high areas of the Xitle volcano. Although the soil and subsoil of the original extension of Pedregal provide a high infiltration zone, the majority of this region is occupied by urban area (63%). Therefore, the main recharge of the shallow aquifer occurs in the area close to Xitle volcanic cone. However, an important part of this infiltration may come also from the preserved green spaces.

The water tables of both aquifers in the geological sections provide an important tool for understanding aquifer dynamics and interactions. Through the geological section analysis, some characteristics of the shallow aquifer were identified, like the shallow aquifer thickness that has an average of approximately 10 m.

The isotopic and hydrochemical results suggest that both aquifers have the same origin, possibly from rainwater infiltration in the southern part of the valley, and that both receive the same mineral inputs. Additionally, places of the wells for water extraction (i.e., A, B and C) are close to the local meteorological line, suggesting they are principally originated from rainwater and they are not heavily affected by the evaporation process. Those places where springs are located are more distant from the local meteorological line, suggesting they may be more affected by the evaporation process (Craig, 1961). This high evaporation can explain the results from D and E, which are farther than the rest of the sampled springs. The level of evaporation suggests that the water from the extraction wells circulates in a deeper component than the water in springs that circulates near the surface. This is consistent with spring evaporation (E, F and G) that is shown in the Piper diagram.

The water chemical composition of both aquifers is similar, since water interacts with rocks from volcanic origin. Processes such as water-rock interaction could dominate behavior in wells and springs. Therefore, results suggest that wells are more influenced than springs by the water-rock interaction process. The ionic content is relatively low and similar in both aquifers. Because springs D and E (in the northeastern and southwestern regions respectively) have the lowest hydrochemical value, it is likely that water was recently infiltrated and had a short course through the subsoil (Chebotarev, 1955; Domenico, 1972; Freeze and Cherry, 1979).

The water flow of the shallow aquifer is contained in the basalt associated with the Xitle lava spills (Delgado et al., 1998; Siebe, 2000). The circulation of groundwater occurs through interconnected fractures, vacuoles and lava-flow tunnels. This generates highly variable groundwater flows most of them at high speeds compared to other groundwater dynamics. In the main aquifer the water circulation occurs in two types of rock with high hydraulic conductivity from the Quaternary age: dacite and andesite (Arce et al., 2015; Morales-Casique et al., 2015).

The same direction of groundwater flow (from southwest to northeast) indicates that the water in the strata of both aquifers moves gravitationally from the recharge zones in high topographic areas to the lower areas of the valley. These lower regions are located outside of the limit of the shallow aquifer, but it is probable that the isolating conglomerate and clay layers are highly reduced here, and both aquifers may be hydraulically connected. This assumption appears to be confirmed because the basalt strata from the Xitle ends in this region leaving only the basalt strata from the Ajusco, which was under the Xitle strata in higher areas. To support this, there is no record of springs or other type of water discharges from the shallow aquifer to the surface in the border area where Xitle strata ends. However, this potential hydraulic connection should be evaluated in future studies.

The extension of the shallow aquifer seems to correspond to the original extension of the Pedregal (80 km²), and therefore enhances the potential influence of surface activities on the shallow aquifer. The land use in this area is divided into two categories, urban and green spaces, which respectively represent 73% and 27% of the original extension of the Pedregal (Lot and Cano-Santana, 2009). Additionally, green spaces above the shallow aquifer can be divided into two categories: green spaces that have suffered human modifications (e.g., parks), and green spaces with original characteristics (e.g., urban forests) (Calderón-Contreras and Quiroz-Rosas, 2017). The first type of green spaces, built with artificial materials and including exotic vegetation, represent 7% of the volcanic influence region and 47% of the green spaces. The second type of green spaces represent 8% of the volcanic influence region and 53% of the green spaces (based on Lot and Cano-Santana, 2009). There are also private gardens that have the same characteristics as the urban parks, but their size and distribution are unknown and thus they were excluded from the analysis.

Nevertheless, because decision makers do not recognize the shallow aquifer, there has not been any planning or management strategy related to it (Kralisch et al., 2012). All the management strategies are focused on the main aquifer that it is overexploited and influenced by processes that occurred thousands of years ago, while the shallow aquifer is affected by recent events, such as urbanization south of the city. The absence of management implies short-term consequences for the city.

These consequences are even more relevant since the shallow aquifer could be a complementary source of water supply if it is properly managed. In addition, due to the depth of the urban shallow aquifers and the types of rock and soil that are above them, these aquifers are highly sensitive to pollution from different kinds of sources on the surface, like industries, disposal of solid waste, sewage system, gas stations, fuel tanks, urban zone and abandoned water extraction wells (Soto et al., 2000). Therefore, the need of a proper planning and management strategy that includes land use, green spaces perseveration, is needed to prevent and reduce the pollution of both aquifers.

5. Conclusion

The results confirm the presence of a shallow component of the groundwater system in the south of Mexico City. The shallow aquifer is unconfined and hydraulically independent from the main aquifer, but it is possible they have a connection close to the border of the shallow aquifer. This aquifer could be considered as a complementary source of the water supply for the city. However, a deeper analyses of water quality and its relationship with the main aquifer is needed to understand its impact on water supply for the city. Green spaces located in zones above the shallow aquifer seem to be important for the recharge of the aquifer in urban zones, and land use management must consider this interaction.

Around the world, the importance of shallow aquifers are increasing for a sustainable hydric management. The time scale of their fluxes is short enough to react to human activities, and therefore, this allows to evaluate the effect of human actions on the water supply. On the contrary, deeper aquifers have large time scale geological processes, implying that the present activities would modify water management thousands of years in the future.

Acknowledgements

MC wishes to acknowledge the Posgrado en Ciencias Biológicas of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), and we thank neighbors in the Pedregal zone south of Mexico City for their support. In addition, we thank Olivia Zamora Martinez from the Chromatography Laboratory and Javier Tadeo León from the Atomic Spectroscopy Laboratory (Institute of Geology, UNAM) for their support in the analyses.

Funding

This work was supported by the Universidad Nacional Autónoma de México - Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-IV200117 and IN106718) and Consejo Nacional para la Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Appendix 1. List of the water extraction wells used to do the geological sections

Coyoacan Municipality

ID	Well name	Coordinates		
		x	y	z
1	AUXILIAR XOTEPINGO 3 - A	483462.90	2134632.80	2258.20
2	LA CIENEGA	482675.41	2137817.85	2252.59
3	METRO C.U.	481711.74	2136494.21	2271.56
4	PEDREGAL DE CARRASCO	482103.09	2134828.63	2284.41
5	PEDREGAL DE SAN FRANCISCO	482721.19	2138261.74	2253.41
6	PEDREGAL DE SANTO DOMINGO	482113.00	2136070.00	2287.00
7	PERIFERICO 3	485033.09	2134582.44	2241.10
8	PERIFERICO DIRECTO # 18	489229.00	2136506.00	2254.00
9	PERIFERICO DIRECTO # 19	488842.00	2136963.00	2238.00
10	PERIFERICO DIRECTO # 21	479702.91	2134315.98	2326.00
11	PERIFERICO DIRECTO # 24	482104.73	2135355.80	2302.00
12	PERIFERICO DIRECTO # 25	482888.62	2137328.47	2264.00
13	SANTA URSULA COAPA	483913.91	2134494.33	2252.22
14	PERIFERICO DIRECTO N° 17	482120.00	2134094.31	2260.47

Tlalpan Municipality

ID	Well name	Coordinates		
		x	y	z
15	BELIZARIO DOMINGUEZ	481310.51	2133122.66	2287.99
16	FUENTES BROTANTES No. 1	481285.01	2132363.97	2316.55
17	JARDINES DE LA MONTAÑA 1	479035.24	2133959.74	2376.00
18	JARDINES DE LA MONTAÑA 2	478453.00	2133987.00	2264.00
19	PADIERNA PICACHO	476859.00	2134206.00	2439.00
20	SAN FERNANDO TLALPAN	481499.32	2133539.36	2282.00
21	VILLA OLIMPICA No. 2	480485.47	2134005.18	2292.24
22	XOCHITL	480772.03	2132665.91	2320.03

Appendix 2. Isotopic results from springs and wells

Site	Type of site	d18O	d2H
A	Well	- 10.20	-72.9
B	Well	- 9.90	-69.5
C	Well	- 9.88	-70.5
D	Spring	- 6.71	-50.4
E	Spring	- 8.24	-61.4
F	Spring	- 8.96	-61.7
G	Spring	- 8.92	-64.5

References

Acosta, A., Esperanza, M., 2011. La naturaleza con derechos: de la Filosofía a la Política. Abya-Yala.

Alvarez Sanchez, F., Carabias, Lillo, J., Meave del Castillo, J., Moreno, Casasola, P., Nava, Fernandez, D., Rodriguez, Zahar, F., Tovar, Gonzalez, C., Valiente-Banuet, A., 1994. Proyecto para la creación de una reserva en el Pedregal de San Ángel. In: Cuadernos de Ecología No. I. Facultad de Ciencias. 1986 - En A. Rojo (Comp.) Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel". Ecología, Historia Natural y Manejo, México, pp. 343–369 (045510, D.F.).

Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution, second ed. Taylor and Francis Group.

Arce, J.L., Layer, P., Martínez, I., Salinas, J.I., Macías-Romo, M., del, C., Morales-Casique, E., Benowitz, J., Escolero, O., Lenhardt, N., 2015. Geología y estratigrafía del pozo profundo San Lorenzo Tezonco y de sus alrededores, sur de la Cuenca de México. Bol. la Soc. Geol. Mex. 67, 123–143.

Bennett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B.N., Geijzendorffer,

I.R., Krug, C.B., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mooney, H.A., Nel, J.L., Pascual, U., Payet, K., Harguindeguy, N.P., Peterson, G.D.,

Prieur-Richard, A.-H., Reyers, B., Roebeling, P., Seppelt, R., Solan, M., Tschakert, P., Tschardtke, T., Turner II, B.L., Verburg, P.H., Viglizzo, E.F., White, P.C.L., Woodward, G., 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human wellbeing: three challenges for designing research for sustainability. Curr. Opin. Environ. Sustain. 14, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>.

Calderón-Contreras, R., Quiroz-Rosas, L.E., 2017. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of urban ecosystem services: a case from Mexico City. Ecosyst. Serv. 23, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.004>.

Candiani, V.S., 2014. Dreaming of Dry Land - Environmental Transformation in Colonial Mexico City Stanford. Stanford University Press, California. <https://doi.org/10.11126/stanford/9780804788052.001.0001>.

Cano-Santana, Z., Domínguez-Álvarez, L.A., Moyers-Arévalo, R.L., López, R., García-Jiménez, C., 2009. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Estudios Ecosistémicos, Memorias in extenso CoFC1507e-25 VII Congreso sobre Áreas Naturales Protegidas de México. San Luis Potosí, S.L.P. Jul. 13-17. Organizado por SEMARNAT, Comisión de Áreas Naturales Protegidas y el Gobierno del Estado de San Luis Potosí.

Carrillo Trueba, C., 1995. El Pedregal de San Ángel. UNAM, México, D.F.

Chebotarev, I.I., 1955. Metamorphism of natural waters in the crust of weathering. *Geochim. Cosmochim.* 8, 22–48.

CONAGUA, 2015. Actualización de la Disponibilidad Media Anual del Agua en el Acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México (0901), Distrito Federal.

Cortés, A., Durazo, J., 2001. Sobre la cerradura hidrogeológica de la cuenca de México. *Ing. Hidráulica En. México* 16, 195–198.

Cortés, A., Farvolden, R.N., 1989. Isotope studies of precipitation and groundwater in the sierra de las cruces, México. *J. Hydrol.* 107, 147–153.

Craig, H., 1961. Isotopic variations in meteoric waters. *Science* 133, 1702–1703 (80-).

Darcy, H., 1856. *Les Fontaines publiques de la ville de Dijon. Exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau, etc.* Paris.

Delgado, H., Molinero, R., Cervantes, P., Nieto-Obregón, J., Lozano-Santa Cruz, R.,

Macías-González, H.L., Mendoza-Rosales, C., Silva-Romo, G., 1998. Geology of Xitle Volcano in Southern Mexico City -a 2000 year- old monogenetic volcano in an urban area. *Rev. Mex. Cienc. Geológicas* 15, 115–131.

Domenico, P.A., 1972. *Concepts and Models in Groundwater Hydrology.* McGraw-Hill, New York.

Domenico, P.A., Schwartz, F.W., 1990. *Physical and Chemical,* 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc.

Fetter, C.W., 2001. *Applied Hydrology,* 4th ed. Prentice-Hall.

Fischer, J., Gardner, T.A., Bennett, E.M., Balvanera, P., Biggs, R., Carpenter, S., Daw, T., Folke, C., Hill, R., Hughes, T.P., Luthe, T., Maass, M., Meacham, M., Norström, A.V., Peterson, G., Queiroz, C., Seppelt, R., Spierenburg, M., Tenhunen, J., 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 144–149. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>.

Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater.* Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, New Jersey (07632).

Hem, J.D., 1992. *Study and Interpretation of Chemical Characteristics of Natural Waters,* third ed. U. S. Geological Survey Water-Supply.

Hough, M., 2004. *Cities and Natural Process,* 2nd ed. Routledge.

Kralisch, S., Steiner, F., Wolf, L., Escolero, O., 2012. Risks and Potentials Related to Shallow Urban Aquifers – A Mexican Example *Urban Aquifer Management.* 153.

IUWM, pp. 34–41 (fit-for-use. gwf - Wasser|Abwasser).

Lee, D.G., Roehrdanz, P.R., Feraud, M., Ervin, J., Anumol, T., Jia, A., Park, M., Tamez, C., Morelius, E.W., Gardea-Torresdey, J.L., Izbicki, J., Means, J.C., Snyder, S.A., Holden, P.A., 2015. Wastewater compounds in urban shallow groundwater wells correspond to exfiltration probabilities of nearby sewers. *Water Res.* 85, 467–475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.048>.

Legorreta, J., 2006. *El Agua y La Ciudad de México: de Tenochtitlán a la megalópolis del siglo XXI*, 1ra ed. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias y Artes para el Diseño, Departamento de Evaluación del Diseño en el Tiempo, Tamaulipas.

Lot, A., Cano-Santana, Z., 2009. Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF. <https://doi.org/10.1016/j.chembiol.2014.08.006>.

Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M.T., Armas-Vargas, F., Tapia, M.A., Solano-Ortiz, R., Silva, M.A., Yañez-Noguez, I., López-Vidal, Y., Díaz-Ávalos, C., 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102081>.

McPhearson, T., Hamstead, Z.A., Kremer, P., 2014. Urban ecosystem services for resilience planning and management in New York City. *Ambio* 43, 502–515. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0509-8>.

Morales-Casique, E., Escolero, O.A., Arce, J.L., 2015. Estimación de parámetros mediante inversión y análisis de las pérdidas hidráulicas lineales y no-lineales durante el desarrollo y aforo del pozo San Lorenzo Tezonco. *Bol. la Soc. Geol. Mex.* 67, 203–214. Morales-Casique, E., Escolero, O.A., Arce, J.L., 2014. Resultados del pozo San Lorenzo Tezonco y sus implicaciones en el entendimiento de la hidrogeología regional de la cuenca de México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* 31, 64–75.

Nava-López, M., Jujnovsky, J., Salinas-galicia, R., Álvarez-sánchez, J., Almeida-leñero, L., 2009. Servicios ecosistémicos. In: Lot, A., Cano-Santana, Z. (Eds.), *Biodiversidad Del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica Del Pedregal de San Ángel y Coordinación de La Investigación Científica, D.F. México, pp. 51–60.

Piper, A.M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Trans. Am. Geophys. Union* 25, 914–924.

Reid, W.V., 2006. Nature: the many benefits of ecosystem services. *Nature* 443, 749–750. <https://doi.org/10.1038/443749b>.

Rohde, M.M., Froend, R., Howard, J., 2017. A global synthesis of managing groundwater dependent ecosystems under sustainable groundwater policy. *Groundwater* 55, 293–301. <https://doi.org/10.1111/gwat.12511>.

Rojo Curiel, A., 1994. Plan de manejo Reserva Ecológica El pedregal de San Ángel. In: Rojo, A. (Ed.), Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”. Ecología, Historia Natural y Manejo. UNAM, D.F. México, pp. 371–382 (Comp.).

Siebe, C., 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *J. Volcanol. Geotherm. Res.* 104, 45–64. [https://doi.org/10.1016/S0377-0273\(00\)00199-2](https://doi.org/10.1016/S0377-0273(00)00199-2).

Soto, E., Mazari, M., Bojórquez, L., 2000. Entidades de la zona Metropolitana de la Ciudad De México propensas a la Contaminación de Agua Subterránea. *Investig. Geográficas* 43, 60–75.

Stiff, H.A.J., 1951. The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. *J. Pet. Technol.* 3, 15–17.

Tallis, H., Lubchenco, J., 2014. A call for inclusive conservation. *Nature* 515, 27–28. <https://doi.org/10.1038/515027a>.

Tóth, J., 2015. Geothermal phenomena in the context of gravity-driven basinal flow of groundwater. *Cent. Eur. Geol.* 58, 1–27. <https://doi.org/10.1556/24.58.2015.1>.

Tóth, J., 1963. A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *J. Geophys. Res.* 68, 4795–4812. <https://doi.org/10.1029/JZ068i016p04795>. U.S.G.S. - U.S. Geological Survey, 2007. Hydrochemistry software PhreeqC.

Wassenaar, L.I., Van Wilgenburg, S.L., Larson, K., Hobson, K.A., 2009. A groundwater isoscape (δd , $\delta 18O$) for Mexico. *J. Geochem. Explor.* 102, 123–136. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2009.01.001>.

Zambrano, L., Pacheco-Muñoz, R., Fernández, T., 2017. A spatial model for evaluating the vulnerability of water management in Mexico City, Sao Paulo and Buenos Aires considering climate change. *Anthropocene* 17, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.12.001>.

3 - CAPÍTULO 2 - Urban green spaces and their relationship with groundwater quality: the case of a shallow aquifer in the south of Mexico City

Marcelo Canteiro, Omar Arellano-Aguilar, José Elías Becerril Bravo,
Luis Zambrano



Urban green spaces and their relationship with groundwater quality: the case of a shallow aquifer in the south of Mexico City

Marcelo Canteiro¹, Omar Arellano-Aguilar², José Elías Becerril Bravo³, Luis Zambrano^{1*}

1: Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, Ciudad de México, México.

2: Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, Ciudad de México, México.

3: Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, Ciudad de México, México.

*Corresponding author: zambrano@ib.unam.mx -- +52 55 56229148

Abstract

To ensure water supply in cities is one of the priorities that decision makers have nowadays. Population growth increases water demand from aquifers in cities, and at the same time urban expansion reduces water infiltration and increases water pollution sources. Urban green spaces are some of the few remaining infiltration areas and are essential for water supply and hydric resilience in cities. Shallow aquifers receive a direct influence from the urban dynamic, but they tend to be unappreciated due to the lack of knowledge about them. This work illustrates the relation between urban green spaces and water quality in cities, by evaluating the influence of an urban green space, the Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), on water quality of a shallow aquifer in the south of Mexico City. Five springs were sampled: two springs upstream of REPSA, a spring within REPSA and two springs downstream. Because of the study area is mainly residential, water quality was tested based on microbiological pathogens, nutrients, and pharmaceutical drugs; and heavy metal analysis was carried out due to the industrial history of the region. Results showed an increment of water quality of the shallow aquifer in the sampling points downstream of REPSA for some pollutants. These results illustrate how urban green spaces can help to dilute pollutants present in water of shallow aquifers, increasing water quality in cities.

Keywords

Shallow aquifers; Pedregal; Infiltration; Water quality; Recharge; Groundwater

Declarations

Funding

This work was supported by the Universidad Nacional Autónoma de México - Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-IV200117). Marcelo Canteiro is a doctoral student from Posgrado en Ciencias Biológicas of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) and received fellowship 97970 from Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT in Spanish).

Conflicts of interest/Competing interests: “not applicable”

Availability of data and material: “not applicable”

Code availability: “not applicable”

Acknowledgments

We thank neighbors in the Pedregal zone south of Mexico City, to the responsible of the Parque Ecológico Loreto y Peña Pobre and Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX in Spanish) for their support in the sampling. Also, we want to thank the Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED in Spanish) for the data about precipitation.

Introduction

Cities around the world are increasingly large and dense, causing land use modifications affecting the dynamics of interaction between urban green spaces (UGS) and society (Elmqvist et al., 2013). This provokes a constant change in the provision of benefits (Ecosystem Services - ES) that these spaces deliver to society. Many of these ES in cities are related to water management such as floods control, water provision and water quality regulation (Kundzewicz et al., 2014; Zhang et al., 2012).

The relevance of UGS as Ecosystem Services providers for urban hydrology increases as most of the cities must solve water supply and flood problems daily (Nasrabadi and Abbasi Maedeh, 2014; Palmer and Lewis, 2019; Singh and Singh, 2002; Zambrano et al., 2017). The changes in land use are one of the variables that drastically affect the amount of water entering the soil (infiltration). Those changes generate impermeable areas, preventing the infiltration of water and the aquifer recharge, and favoring the runoff of water into the drainage system (Dimitriou and Moussoulis, 2011; Gregory et al., 2006; Kollet and Maxwell, 2008; Zambrano et al., 2017).

In many cities, aquifers are the primary source of water for human use, and the population growth increases the demand for water and generates potential overexploitation of aquifers (Soto and Herrera, 2009). Also, urban expansion increases the presence of potential sources of pollution for groundwater (Carmon et al., 1997). Besides, when urban expansion occurs prioritizing infrastructure over the relation of water dynamics with UGS, it generates a risk on groundwater provision (Seto et al., 2012).

Therefore, the protection of UGS implies the protection of water sources supply for sustainable urban development as these spaces are crucial for water infiltration (Carmon et al., 1997; Mazari-Hiriart et al., 2006). In addition, UGS could act as a

filter and diluter of pollutants for groundwater, particularly in shallow aquifers that tend to be unappreciated due to the lack of knowledge about them. Shallow aquifers are alternative sources of water that could be part of the solution of water availability in cities. Specifically, the knowledge about the relationship between shallow aquifers and UGS could contribute to the improvement of water supply problems that many cities face. However, it is necessary to understand the relationship between urbanization, UGS and water quality in shallow aquifers.

Mexico City is an example for the understanding of UGS as ecosystem services providers based on shallow aquifers. In this city, 71% of freshwater comes from aquifers (Mazari-Hiriart et al., 2014) and the change in land use due to urbanization is determinant in the reduction of water infiltration and the increase of pollution sources (Mazari-Hiriart et al., 2006; Zambrano et al., 2017). In the south of Mexico City, there is a relation between a UGS (Reserva Ecologica del Pedregal de San Angel - REPSA in Spanish) and a shallow aquifer. REPSA retains its original characteristics regarding its biodiversity and its soil and subsoil (Lot and Cano-Santana, 2009). These characteristics are favorable for the infiltration and percolation of rainwater towards the aquifers. This condition is due to the hydraulic conductivity in this kind of system is in the order of 10^{-2} to 10^{-7} m s⁻¹. Therefore, all the rain that falls in this region could be infiltrated into the aquifer because its capacities are larger than the amount of water that falls in the region; the average of raining on the REPSA is 800 mm year⁻¹. Even, considering the rainiest month of the year (8.3×10^{-5} m s⁻¹) (CONAGUA, 2018; Freeze and Cherry, 1979; Lot et al., 2012) the amount of rainwater is far from saturate the soil.

Some of the characteristics of the shallow aquifer make it susceptible to contamination from the surface. For instance, the shallow aquifer is unconfined and has a rapid dynamic due to the short route and the recent infiltration of water (Canteiro et al., 2019). However, in the relationship between REPSA and the shallow aquifer, a dilution effect of the pollutants might exist, improving the water quality.

Hence, REPSA and other UGS in Mexico City could be examples of how shallow aquifers are essential sites for water infiltration and recharge of aquifers.

The threat that urban development represents for groundwater quality has been extensively demonstrated (Carmon et al., 1997; Mazari and Mackay, 1993; Soto et al., 2000). Some studies show the role of the UGS in regulating the amount of water in the city (floods and recharge of aquifers) (Calderón-Contreras and Quiroz-Rosas, 2017; Gregory et al., 2006; Zambrano et al., 2019, 2017). However, the direct relationship of a UGS with the improvement of groundwater quality is unknown, and this information is relevant for the planning and management of water in cities such as Mexico City. Therefore, the objective of this investigation is to evaluate the possible dilution effect of water infiltrated in REPSA in the water quality of the shallow aquifer.

Methodology

Study area

Mexico City, as several cities worldwide (Nasrabadi and Abbasi Maedeh, 2014; Singh and Singh, 2002), is categorized as a city with high vulnerability associated with low water availability due to an overexploitation of the aquifer and an improper management of water supply (Ávila García, 2008). For example, during 2016 in Mexico City, 20 million people daily coexisted with a total water demand of 77 m³/s (Mazari-Hiriart et al., 2014). The demand is mainly supplied (71%) through the extraction of water from the main aquifer (Mazari-Hiriart et al., 2014), with a depth between 70 to 500 meters (Morales-Casique et al., 2014). At the same time, according to the National Water Commission (CONAGUA in Spanish), this aquifer in 2015 was already overexploited with an amount of 228,338 Mm³ of water extracted per year above the amount of infiltrated water (CONAGUA, 2015).

The south of Mexico City is an important area related to water dynamics in the city due to its geologic characteristics. The subsoil in this area is a result of the Xitle

volcano eruption approximately 1670 years ago (Lot et al., 2012), and it was originally known as the Pedregal of San Angel (The Pedregal). The Pedregal had an original extension of 80km², but due to urban expansion, the Pedregal was reduced and fragmented, and currently covers an area of 2.37km² that correspond with REPSA (Alvarez Sanchez et al., 1994; Rojo Curiel, 1994).

In addition, previous studies (Canteiro et al., 2019) show that the extension of the shallow aquifer, fed by REPSA, is of 80 km² and that this aquifer is hydraulically separated from the main aquifer in all its extension. The main recharge of the shallow aquifer occurs mostly outside of the urban land in the Xitle volcano area at an elevation of 2800 m.a.s.l. The flow direction of the aquifer is from southwest to northeast, following the general topographic behavior of the valley and sharing the same direction with the main aquifer.

The influence of a UGS in water dynamics covers its territory and the surroundings. Therefore, the study area includes REPSA and the 5km around it. In this area were identified and selected five springs of the shallow aquifer. Their selection was based on localization, considering to the flow direction of the shallow aquifer. Two springs (S1 and S2) were selected upstream of REPSA (northeast respect REPSA), two springs (S4 and S5) downstream of REPSA (southwest respect REPSA) and a spring within REPSA (S3) (Fig. 1).

Method

The five selected springs were sampled twice a year, based on the seasonality of Mexico City. The first sampling was carried out in May 2017, corresponding to the dry season, and another sampling was done in November 2017, matching with the rainy season. The comparison of the results allowed the analysis of the seasonality differences in the water quality of the shallow aquifer. Moreover, the sampling allowed a comparison between the water quality upstream and downstream of REPSA (Fig. 1).

Water quality was measured through the following parameters: Temperature, pH, Eh, DO, CE, STD, sulfates (US-EPA, 1986), total Aluminum (US-EPA, 1997), total Mercury (US-EPA, 1998), Lead (US-EPA, 1997), Arsenic (US-EPA, 1997), BTEX (Benzene, Ethylbenzene, Xylene and Toluene) (US-EPA, 2006), total coliforms (Secretaria de Economia, 2015), fecal coliforms (Secretaria de Economia, 2015), Salmonella, total Nitrogen (US-EPA, 1993a), nitrates (US-EPA, 1993a), nitrites (US-EPA, 1993a), orthophosphates (US-EPA, 1993b) and pharmaceutical drugs (Mazari-Hiriart et al., 1999; Sorensen et al., 2015). These parameters were selected based on available literature on urban groundwater pollution and taking into account the possible sources of groundwater pollution in the area (Lee et al., 2015; Nasrabadi and Abbasi Maedeh, 2014; Soto et al., 2000).

Subsequently, the samples were sent to the Interteck + ABC Analytic Laboratory to perform analyzes of sulfates, total Aluminum, total Mercury, Lead, Arsenic, BTEX (Benzene, Ethylbenzene, Xylene, and Toluene), total coliforms, fecal coliforms, salmonella, total Nitrogen, nitrates, nitrites, and orthophosphates. Samples were also sent to the Environmental Engineering Laboratory of the Institute of Engineering of the UNAM where pharmaceutical drug analyzes were performed (Clofibrac acid, Ibuprofen, Salicylic acid, 2,4-dichlorophenoxyacetic acid, Gemfibrozil, Naproxen, Ketoprofen, Diclofenac, and Carbamazepine) (Lee et al., 2015; Mazari-Hiriart et al., 1999; Sorensen et al., 2015; Soto et al., 2000).

In addition, the conductivity of the water was measured in the spring S3 through a barometer that was placed since January 2017 for one year to have a complete cycle, and the data was collected through the software Diver-Office 2017. Precipitation data were obtained from a meteorological station in the National Center for Disaster Prevention (CENAPRED in Spanish) because this is the nearest station from the sampling point S3. Data of conductivity and precipitation were analyzed to know the response of the aquifer to precipitation events. This information made it

possible to know the time between the precipitation event and the spring water emerging in the REPSA.

Results

The range of temperature of the five springs was from 12.9°C to 19.7°C, and the values of conductivity were from 0.13 mS/cm to 0.87 mS/cm (Fig. 2). The site S4 was the spring with the highest temperature and conductivity with 19.7°C and 0.87 mS/cm respectively. The pH values were from 7.3 to 8.3; the sites downstream of REPSA have lower values than the sites upstream of it. In the intra-site relationship between dry and rainy sampling, the values keep the same trend and that only in the site S4 we can observe a difference between dry and rainy season (dry: pH = 6.2 – rainy: pH = 7.6).

The Total Nitrogen (TN) concentration had values that were increasing in the same direction that the water flow of the aquifer. This increasing was up to site S3 where was the maximum value, and after this, the TN values decrease (Fig. 3). Regarding the concentrations of nitrites found in the two sites upstream of REPSA (S1 and S2) and the site within REPSA (S3), there were no differences between the sampling in the dry season and the rainy season, nor between the sites. However, the two sites downstream the REPSA (S4 and S5) had concentrations that differed from the other sites and between seasons on the same site. These two sites were the sites with the highest concentration of nitrites in the rainy season with values of 0.01 mg/l and 0.009 mg/l respectively (Fig. 3). Regarding the concentrations of nitrates found in the five sampling sites, it is possible to observe that the concentrations are similar in both seasons and that they tend to be higher upstream of REPSA (Fig. 3).

Ortho-phosphates were observed in higher concentrations downstream of REPSA, and no differences were found between the results in dry and rainy seasons in any of the samples. Only one of the five sites (S4) located downstream of REPSA had a

higher concentration than the other four sites (Fig. 3). This elevated concentration could be due to wastewater urban infiltration or discharges on the aquifer.

In the case of organic pollution, our outcomes show that 60% of the samples were positive to coliforms, while *Salmonella* bacteria was not present in any of the samples. Regarding the four heavy metals analyzed, the presence of Aluminum was found in low concentrations in all sites. Besides, the site S4 was the only one with the presence of Arsenic and only in the rainy season with a concentration of 0.014 mg/l. Lead did not present concentrations above the detection limit (DL) at any sampling site (DL: 0.00013 mg / l). Mercury was found on the S2 site, in the dry season, with a concentration of 0.001624 mg/l.

In the case of hydrocarbon pollution, even when this areas was reported sensible to this kind of pollution due to the presence of fuel tanks in the area (Soto et al., 2000), our sampling does not present any concentration above the detection limit of the method used: Benzene (LD: 0.041 ug / l), Ethylbenzene (LD: 0.032 ug / l), MYP-Xylene (LD: 0.071 ug / l), o-Xylene (LD: 0.039 ug / l) Toluene (LD: 0.047 ug / l). Besides, no pharmaceutical drugs were found at the furthest sampling point upstream of REPSA, whereas in the furthest point but downstream of REPSA, the presence of four different types of drugs was found (Ibuprofen, Salicylic acid, Naproxen, and Diclofenac). This gradient in the presence of these substances could be directly related to the contribution of pollutants from the urban area to the aquifer.

The relation between the precipitation events and the conductivity of the aquifer, analyzed in the spring S3, show that to perceive a change in conductivity values, it is necessary a rain with an intensity higher than 7.8 mm. Besides, the response of the aquifer is within the first hour after a rain event higher than 7.8 mm (Fig. 4).

Discussion

Urban shallow aquifers are systems highly influenced by the surface (Morris et al., 2003). The relation between conductivity and precipitation in the case of REPSA illustrates this direct influence from the surface to the underground water. In a short time, some hours, the water rain that falls within REPSA reaches the shallow aquifer. This contrasts with deeper aquifers that have a less direct relationship with the surface. Thus, the exposition of shallow aquifers to the surface can have an impact on groundwater which could be positive or negative, depending on the characteristics of the land above the aquifer.

When an Urban Green Space is found on the surface, its impact on the aquifer can be positive. Because of the presence of the UGS, in contrast with urbanized areas, more water can be infiltrated to recharge the aquifer. In addition, if this infiltrated water that reaches the aquifer does not worsen its quality along the way, the water of the shallow aquifer can improve its quality through a dilution effect. For instance, the results of some pollutants found in this research support the idea that the water infiltrated in the REPSA has a dilution effect on the pollutants of the aquifer. The values associated with pollutants, such as total nitrogen and nitrates concentration, are higher in the aquifer areas which are inside the urban land and upstream the REPSA (according to the water flow). In contrast, the aquifer areas which are downstream of the REPSA have lower concentration values of these pollutants. Another example is the concentration of Mercury, found in the site S2 (upstream the REPSA). The presence of this metal could be related to a paper factory that existed in that area between 1825 and 1991 which used Mercury compounds as preservatives (Martinez et al., 2015; Parnreiter, 2002; Yarto Ramírez et al., 2004). Mercury was possibly deposited in the soil and by leaching, downward percolation, runoff, and horizontal transport reached the groundwater, causing contamination of the aquifer (Hatcher and Filippelli, 2011). However, in the spring located on the REPSA and the ones downstream the REPSA this metal was not found. Both

examples could be associated with a dilution effect of the water infiltrated in the REPSA on groundwater quality.

Nevertheless, urban areas above the aquifers can also have a negative impact on groundwater. This negative impact, if it is strong enough, can counter the positive impact of the UGS. For example, in this study, values of temperature, conductivity, and orthophosphates, all of them related to urban pollution, are high in the urban area and remain high and with a growing path downstream REPSA (Fig. 2 and 3). This is also the case of pharmaceutical drugs analyzed in this research, which remain present upstream and downstream REPSA. These results indicate that, for some contaminants, the negative impact of the urban area on the shallow aquifer is higher than the positive influence of REPSA. The presence of pharmaceutical drugs is particularly relevant due to its impact on human health. Although the concentration values found for these drugs were low (World Health Organization, 2019) and they are not regulated by the Mexican Norm regarding drinking water (NOM-127-SSA1-1994) (Secretaría de Salud, 1994), they can be considered a threat for public health (Rivera-Jaimes et al., 2018). Despite their low levels, prolonged exposure to medical drugs, even in low concentrations, can represent a risk to human health because of the potential -and sometimes unknown- effects derived from the combination of different drugs (Rodríguez-Narvaez et al., 2017; Taheran et al., 2018; World Health Organization, 2019). Besides, these kinds of pollutants are linked with chronic toxicity, and they bioaccumulate in macroinvertebrates, aquatic organisms, and humans.

Conclusion

Urban shallow aquifers are systems sensitive to the impacts from the surface because of their close relationship. Depending on the characteristics of the land above the aquifer, these impacts could be positive or negative. The presence of UGS above urban shallow aquifers can have a positive influence on groundwater quality through the infiltration of water which generates a dilution effect of the pollutants

present in the aquifer. However, urban pollution can have a negative impact on groundwater that might not be countered by the positive effects of UGS. In Mexico City, REPSA is a UGS that provides the ecosystem service for regulating the water quality of the shallow aquifer below it, creating a positive dilution effect on some pollutants, but being unable to counter others. The characteristics and the management of UGS, such as REPSA, are crucial to reach the improvement of the water quality and to reduce the negative impacts that these areas receive from a city. Therefore, it is essential to carry out complementary studies to determine the scope of the positive impacts provided by REPSA. For instance, it is essential to know the amount of water that can be infiltrated in the REPSA to have a better understanding of the dilution effect proposed in this work and to evaluate the contribution of UGS in terms of the regulation of the water quantity in the shallow aquifer.

Conflict of interest statement

On behalf of all authors, the corresponding author states that there is no conflict of interest.

References

- Alvarez Sanchez, F., Carabias, Lillo, J., Meave del Castillo, J., Moreno, Casasola, P., Nava, Fernandez, D., Rodriguez, Zahar, F., Tovar, Gonzalez, C., Valiente-Banuet, A., 1994. Proyecto para la creación de una reserva en el Pedregal de San Ángel, in: Cuadernos de Ecología No. I. Facultad de Ciencias. 1986 - En A. Rojo (Comp.) Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel", Ecología, Historia Natural y Manejo. México, 045510, D.F., pp. 343–369.
- Ávila García, P., 2008. Vulnerabilidad socioambiental, seguridad hídrica y escenarios de crisis por el agua en México. *Ciencias* 90, 46–57.
- Calderón-Contreras, R., Quiroz-Rosas, L.E., 2017. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. *Ecosyst. Serv.* 23, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.004>
- Canteiro, M., Olea, S., Escolero, O., Zambrano, L., 2019. Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City. *Groundw. Sustain. Dev.* 8, 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.12.007>
- Carmon, N., Shamir, U., Meiron-Pistiner, S., 1997. Water-sensitive urban planning: Protecting groundwater. *J. Environ. Plan. Manag.* 40, 413–434. <https://doi.org/10.1080/09640569712010>
- CONAGUA, 2018. Resúmenes Mensuales de Temperaturas y Lluvia [WWW Document]. Precipitación por Entid. Fed. y Nac. 2018. URL <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias> (accessed 11.27.19).
- CONAGUA, 2015. Actualización de la Disponibilidad Media Anual del Agua en el Acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de Mexico (0901), Distrito Federal.
- Dimitriou, E., Moussoulis, E., 2011. Land use change scenarios and associated groundwater impacts in a protected peri-urban area. *Environ. Earth Sci.* 64, 471–482. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0871-1>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C., Alberti, M., Folke, C., Frantzeskaki, N., Haase, D., Katti, M., Nagendra, H., Niemelä, J., Pickett, S.T.A., Redman, C.L., Tidball, K., (Eds.), 2013. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_33
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632.
- Gregory, J., Dukes, M., Jones, P., Miller, G., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *J. Soil Water Conserv.* 61, 117–124.

- Hatcher, C.L., Filippelli, G.M., 2011. Mercury cycling in an urbanized watershed: The influence of wind distribution and regional subwatershed geometry in central Indiana, USA. *Water, Air, Soil Pollut.* 219, 251–261. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0703-7>
- Kollet, S.J., Maxwell, R.M., 2008. Capturing the influence of groundwater dynamics on land surface processes using an integrated, distributed watershed model. *Water Resour. Res.* 44, 1–18. <https://doi.org/10.1029/2007WR006004>
- Kundzewicz, Z.W., Kanae, S., Seneviratne, S.I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., Mechler, R., Bouwer, L.M., Arnell, N., Mach, K., Muir-Wood, R., Brakenridge, G.R., Kron, W., Benito, G., Honda, Y., Takahashi, K., Sherstyukov, B., 2014. Le risque d'inondation et les perspectives de changement climatique mondial et régional. *Hydrol. Sci. J.* 59, 1–28. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.857411>
- Lee, D.G., Roehrdanz, P.R., Feraud, M., Ervin, J., Anumol, T., Jia, A., Park, M., Tamez, C., Morelius, E.W., Gardea-Torresdey, J.L., Izbicki, J., Means, J.C., Snyder, S.A., Holden, P.A., 2015. Wastewater compounds in urban shallow groundwater wells correspond to exfiltration probabilities of nearby sewers. *Water Res.* 85, 467–475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.048>
- Lot, A., Cano-Santana, Z., 2009. Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Libro Conmemorativo del 25 aniversario de la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria (1983-2008), Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica. UNAM., México, D.F.
- Lot, A., Pérez Escobedo, M., Gil Alarcón, G., Rodríguez, S., Camarena, P., 2012. La Reserva Ecológica Del Pedregal De San Ángel: Atlas De Riesgos.
- Martinez, S., Escolero, O., Perevochtchikova, M., 2015. A comprehensive approach for the assessment of shared aquifers: the case of Mexico City. *Sustain. Water Resour. Manag.* 1, 111–123. <https://doi.org/10.1007/s40899-015-0010-y>
- Mazari-Hiriart, M., Cruz-Bello, G., Bojórquez-Tapia, L.A., Juárez-Marusich, L., Alcantar-López, G., Marín, L.E., Soto-Galera, E., 2006. Groundwater vulnerability assessment for organic compounds: Fuzzy multicriteria approach for Mexico City. *Environ. Manage.* 37, 410–421. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0059-8>
- Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M.T., Armas-Vargas, F., Tapia, M.A., Solano-Ortiz, R., Silva, M.A., Yañez-Noguez, I., López-Vidal, Y., Díaz-Ávalos, C., 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102081>
- Mazari-Hiriart, M., Torres-Beristain, B., Velázquez, E., Calva, J.J., Pillai, S.D., 1999. Bacterial and viral indicators of fecal pollution in Mexico City's southern

- aquifer. *J. Environ. Sci. Health* a 34, 1715–1735.
<https://doi.org/10.1080/10934529909376924>
- Mazari, M., Mackay, D.M., 1993. Potential for groundwater contamination in Mexico City. *Environ. Sci. Technol.* 27, 794–802.
- Morales-Casique, E., Escolero, O.A., Arce, J.L., 2014. Resultados del pozo San Lorenzo Tezonco y sus implicaciones en el entendimiento de la hidrogeología regional de la cuenca de México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* 31, 64–75.
- Morris, B.L., Lawrence, A.R.L., Chilton, P.J.C., Adams, B., C, C.R., Klinck, B.A., 2003. Groundwater and its susceptibility to degradation: A global assessment of the problem and options for management. Nairobi, Kenya.
- Nasrabadi, T., Abbasi Maedeh, P., 2014. Groundwater quality degradation of urban areas (case study: Tehran city, Iran). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 11, 293–302. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0340-y>
- Palmer, R.C., Lewis, M.A., 2019. Assessment of groundwater vulnerability in England and Wales, in: *Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability*. pp. 191–198.
- Parnreiter, C., 2002. Ciudad de México: el camino hacia una ciudad global. *EURE (Santiago)*, 28, 89–119. <https://doi.org/10.4090/juee.2008.v2n2.033040>
- Rivera-Jaimes, J.A., Postigo, C., Melgoza-Alemán, R.M., Aceña, J., Barceló, D., López de Alda, M., 2018. Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Sci. Total Environ.* 613–614, 1263–1274.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.134>
- Rodriguez-Narvaez, O.M., Peralta-Hernandez, J.M., Goonetilleke, A., Bandala, E.R., 2017. Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chem. Eng. J.* 323, 361–380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>
- Rojo Curiel, A., 1994. Plan de manejo Reserva Ecológica El pedregal de San Ángel, in: A. Rojo (Comp.) *Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ecología, Historia Natural y Manejo*. UNAM, D.F. México. pp. 371–382.
- Secretaría de Economía, 2015. Norma Mexicana Nmx-Aa-042-Scfi-2015 Análisis De Agua - Enumeración De Organismos Coliformes Totales , Organismos Coliformes Método Del Número Más Probable En Tubos Múltiples (Cancela a La Nmx-Aa-42-1987). *Water Analysis - Enumeration of Total Coliform O*.
- 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 debe someterse el agua para su potabilización.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Seto, K.C., Reenberg, A., Boone, C.G., Fragkias, M., Haase, D., Langanke, T.,

- Marcotullio, P., Munroe, D.K., Olah, B., Simon, D., 2012. Urban land teleconnections and sustainability. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 7687–7692. <https://doi.org/10.1073/pnas.1117622109>
- Singh, D.K., Singh, A.K., 2002. Groundwater Situation in India : Problems and Perspective. *Water Resour.* 18, 563–580. <https://doi.org/10.1080/079006202200001740>
- Sorensen, J.P.R., Lapworth, D.J., Nkhuwa, D.C.W., Stuart, M.E., Goody, D.C., Bell, R.A., Chirwa, M., Kabika, J., Liemisa, M., Chibesa, M., Pedley, S., 2015. Emerging contaminants in urban groundwater sources in Africa. *Water Res.* 72, 51–63. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.002>
- Soto, E., Mazari-Hiriart, M., Bojórquez, L., 2000. Entidades de la Zona Metropolitana de la Ciudad De México propensas a la Contaminación de Agua Subterránea. *Investig. Geográficas* 43, 60–75.
- Soto, G.M. de O., Herrera, M.P., 2009. Estudio sobre el impacto del cambio climático en el servicio de abasto de agua de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Cent. Virtual Cambio Climático Ciudad México* 1–67.
- Taheran, M., Naghdi, M., Brar, S.K., Verma, M., Surampalli, R.Y., 2018. Emerging contaminants: Here today, there tomorrow! *Environ. Nanotechnology, Monit. Manag.* 10, 122–126. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2018.05.010>
- US-EPA, 2006. Volatile Organic Compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) - Method 8260C (SW-846).
- US-EPA, 1998. MERCURY IN SOLID OR SEMISOLID WASTE (MANUAL COLD-VAPOR TECHNIQUE) - Method 7471B, United States Environmental Protection Agency. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- US-EPA, 1997. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry - METHOD 6010C, The chemical educator. <https://doi.org/citeulike-article-id:3214328>
- US-EPA, 1993a. Determination of Nitrate-Nitrite Nitrogen by Automated Colorimetry.
- US-EPA, 1993b. Method 365.1, Determination of Phosphorus By Semi-Automated Colorimetry.
- US-EPA, 1986. SULFATE (COLORIMETRIC, AUTOMATED, METHYLTHYMOL BLUE, AA II) 1.0.
- World Health Organization, 2019. Pharmaceutical products in drinking water [WWW Document]. *Water, Sanit. Heal.* URL https://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/info_sheet_pharmaceuticals/es

- Yarto Ramírez, M., Gavilán García, A., Castro Díaz, J., 2004. La Contaminación por Mercurio en México. *Gac. Ecológica* 72, 21–34.
- Zambrano, L., Cano-Santana, Z., Wegier, A., Arroyo-lambaer, D., Zúñiga-Vega, J.J., Suárez, A., Bouchain, C.R., Gual Sill, F., Campo, J., Ortega-Larrocea, P., Fonseca, A., Ramos, A., Coronel, H., Bonilla-Rodríguez, M., Castillo, A., Negrete-González, M., Ramírez-Cruz, G.A., Pérez-López, J., González Calderón, B., 2019. Evaluating socio-ecological interactions for the management of protected urban green spaces. *Front. Environ. Sci.* 7, 1–21.
- Zambrano, L., Pacheco-Muñoz, R., Fernández, T., 2017. A spatial model for evaluating the vulnerability of water management in Mexico City, Sao Paulo and Buenos Aires considering climate change. *Anthropocene* 17, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.12.001>
- Zhang, B., Xie, G., Zhang, C., Zhang, J., 2012. The economic benefits of rainwater-runoff reduction by urban green spaces: A case study in Beijing, China. *J. Environ. Manage.* 100, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.015>

Tables

Table 1 Concentration of drugs found in water in the springs in both seasons (dry and rainy). DL is the detection limit of the method

SITE	Ibuprofen (ng/l)		Salicylic acid (ng/l)		Naproxen (ng/l)		Diclofenac (ng/l)	
	Rainy	Dry	Rainy	Dry	Rainy	Dry	Rainy	Dry
S1	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL
S2	4±1	<DL	4±1	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL
S3	<DL	<DL	8±2	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL
S4	<DL	<5±1	<DL	<7±1	<DL	4±1	<DL	<DL
S5	4±1	<DL	6±1	3±1	3±1	<DL	4±1	<DL
DL: 0,25 ng/l								

Figures

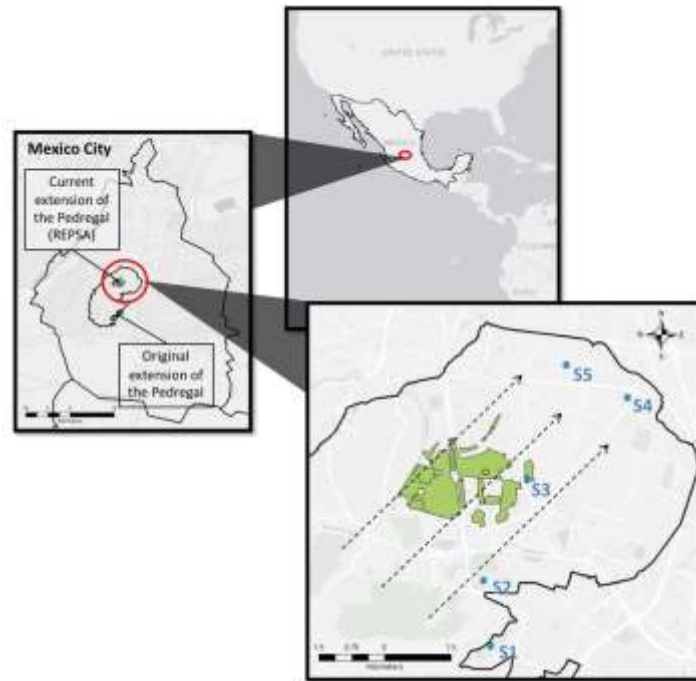


Figure 1: The Pedregal location in Mexico City, including original and current extension. The zoom image shows the sampled sites with blue dots, the REPSA in green and the water flow direction with black arrows

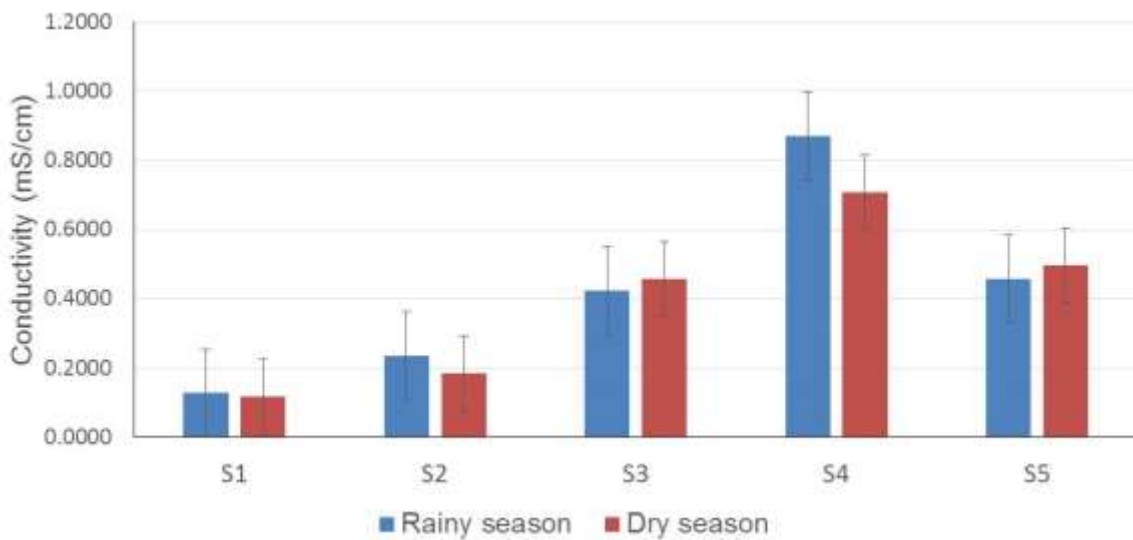


Figure 2: Conductivity measured in the five sampling sites

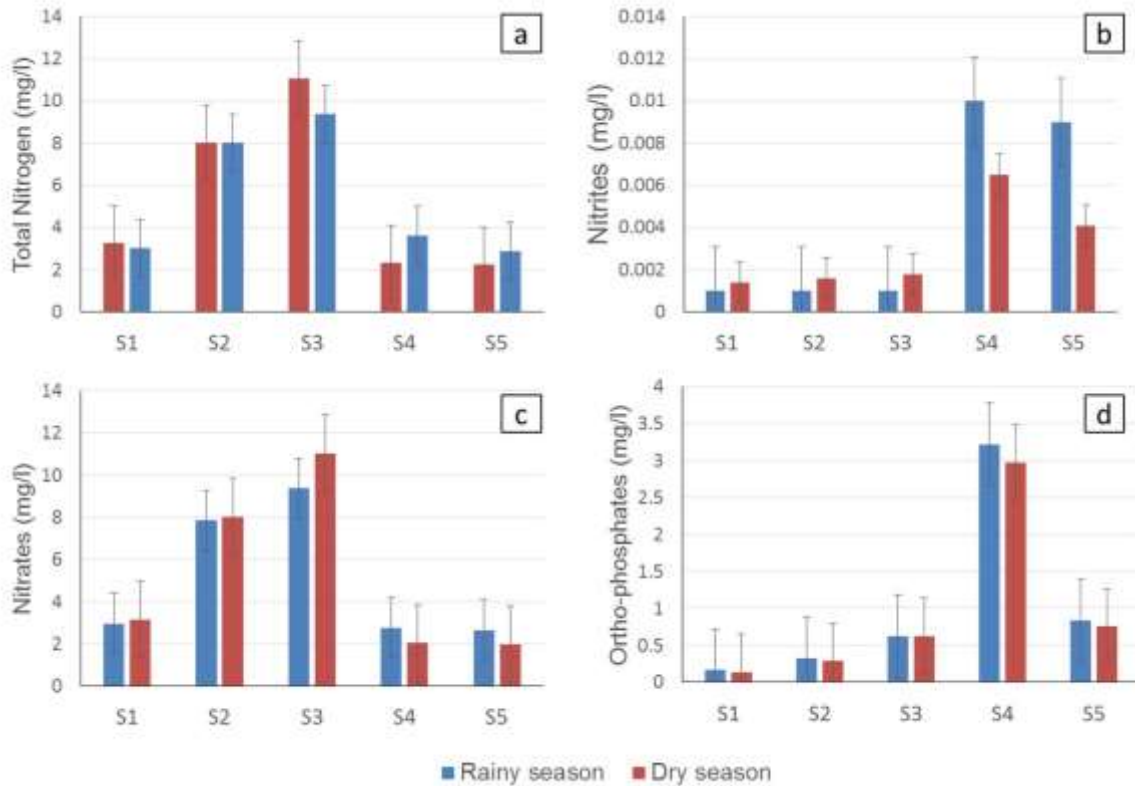


Figure 3: Concentrations of nutrients in the five sampling sites. “a” shows the concentration of Total Nitrogen, “b” shows the concentration of nitrites, “c” shows the concentration of nitrates and “d” shows the concentration of Ortho-phosphates

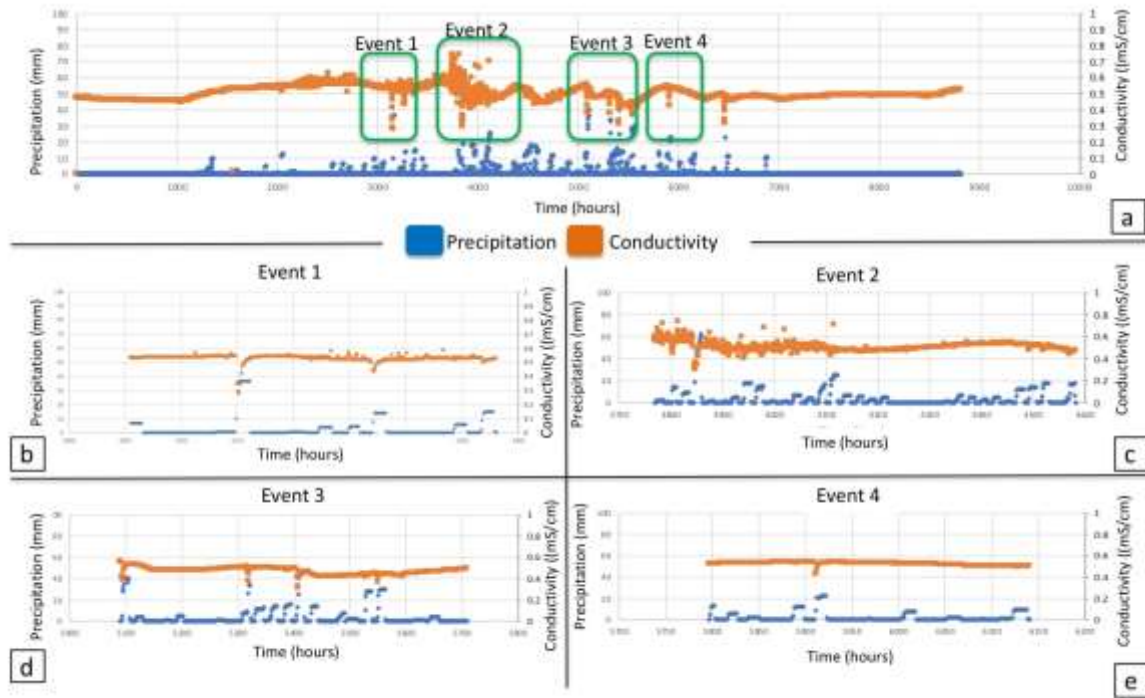


Figure 4: Relationship between precipitation and the conductivity in the shallow aquifer. “a” shows the complete cycle of the one year, “b”, “c”, “d” and “e” show particular precipitation events analyzing the dynamics of the aquifer in terms of time and intensity of the precipitation

4 - CAPÍTULO 3 - The relation between urban green spaces and shallow aquifers: a study case in the south of Mexico City

Marcelo Canteiro, Blanca Prado, Tania Fernández, Luis Zambrano

(nueva versión resometida en Groundwater for Sustainable Development: 29/05/2021)



The relation between urban green spaces and shallow aquifers: a study case in the south of Mexico City

Marcelo Canteiro¹, Blanca Prado², Tania Fernández¹, Luis Zambrano^{1*}

1: Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, Ciudad de México, México.

2: Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, Ciudad de México, México.

*corresponding author: zambrano@ib.unam.mx - +52 55 56229148

Abstract

Unplanned urbanization can affect the water availability in cities by reducing infiltration areas to the aquifer. Urban Green Spaces (UGS) become relevant to reduce these adverse effects by increasing rainwater infiltration capacity, particularly to shallow aquifers that generally are more influenced by current atmospheric dynamics and pollution from the surface. This research aimed to understand the relation between Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) as a UGS and the shallow aquifer at the south of the city. The infiltration rate was measured using the double-ring infiltrometer method, and the average infiltration rate was 6.59 m day⁻¹. The reserve has the capacity to infiltrate all the rain falling to the shallow aquifer. Therefore, the relationship between REPSA and the shallow aquifer helps regulate the water cycle in the south of Mexico City. This information helps understand UGS's role in the infiltration of the shallow aquifers and flood reduction.

Keywords

Water infiltration, ecosystem services, shallow aquifer, urban green spaces, REPSA, water regulation

Funding

Marcelo Canteiro is a doctoral student from Posgrado en Ciencias Biológicas of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) and received fellowship 432290 from Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT in Spanish).

Introduction

Unplanned urbanization has a direct effect on water infiltration in cities. Concrete on streets and compacted soils reduce the capacity of aquifers to receive water from rain (Gómez-Baggethun and Barton, 2013; United Nations, 2012). The border generated by urban soils also favors water runoff to the drainage system and causes flooding in several cities (Dimitriou and Moussoulis, 2011; Falkenmark, 2017; Geldof et al., 1994). The solution to these problems of urban water management must be attended to by understanding the structure and function of water ecosystems like urban green spaces (UGS) (Tsegaye et al., 2019).

UGS provides direct ecosystem services (E.S.) related to their use as recreation and physical activity, and indirect E.S. such as the capture of CO₂ by the vegetation from the UGS (McPhearson et al., 2014; WHO, 2017). Besides, the relationship between the UGS and components of the urban hydraulic system is part of the different benefits of water that these UGS provide to the population, like water provision (Vallés-Planells et al., 2014). This provision is based on their ability to infiltrate rainwater into the aquifer systems than other urban areas cannot since they have become impermeable by the urbanization process (Elmqvist et al., 2013; Zambrano et al., 2017). This infiltration regulates the quantity of water on the surface, contributing to flooding control and the amount of groundwater available to the population. In addition, water regulation E.S. depends on the properties of the UGS themselves and the environmental properties. These properties, like the UGS size, air pollution, the UGS conservation status, the type of vegetation, and the soil and

subsoil characteristics of the UGS and the amount of precipitation are essential in the relationship.

The subsoil characteristics, such as the hydraulic conductivity, are determining factors for the water quantity that can be infiltrated in a UGS (Auvinet and Juárez, 2011). For example, a volcanic basalt has a hydraulic conductivity in the order of 9×10^{-3} to 864 m d^{-1} , while subsoils composed of silts and clays have a hydraulic conductivity in the order of 0.01 to 1.0 m d^{-1} (FAO, 1980; Freeze and Cherry, 1979; Lot et al., 2012). Therefore, the presence of subsoil with high hydraulic conductivity in a UGS increases the amount of rainwater infiltration to the groundwater systems.

Regarding the soil of UGS, its properties are usually modified for aesthetic and recreational purposes. Generally, these modifications are based on compacting the soil, which causes changes in its structure and texture. The degree of reduction in the infiltration capacity of the soil of the UGS will be related to the degree of intervention that the UGS suffers (Zambrano et al., 2019). The characteristics of the vegetation in the UGS also must be considered. The type of vegetation and its evapotranspiration capacities affects the amount of water possible to reach the subsoil (Alaoui and Goetz, 2008; Vallés-Planells et al., 2014; Yang and Zhang, 2011).

When an urban subsoil has a multi-layered groundwater system, the influence from the surface is more direct and evident in the shallow layers (Lee et al., 2015). The configuration of these layers generates the shallow aquifer that, with the advance of urbanization, usually is not considered a water supply source because their water

levels are highly variable, and water quality may directly influence the ecosystem above (Howard, 2002). Consequently, urban shallow aquifers are little known and studied. However, these aquifers have properties that make them easier to manage, generating lower operational costs than deeper aquifers (Foster et al., 2011; Schirmer et al., 2013). These properties are based on recent infiltration of water to the aquifer, with a short residence time. Therefore, shallow aquifers can act as reservoirs for recent rainwater and contribute to flooding control in cities (Canteiro et al., 2019; Göbel et al., 2004).

Urban design considering hydraulic dynamics based on ecological management of urban green spaces can promote solutions to problems related to rainwater in cities, such as water scarcity and floods (Sun et al., 2020). One of the approaches to this ecological rain management is the concept named "Sponge Cities," which aims to solve water management and other environmental challenges using UGS (Wang et al., 2019). In this way, cities can improve the quality of urban environments and expand local resilience front climate change (Desjardins, 2013; Sun et al., 2020; WHO, 2017).

A case of study in Mexico City

Many cities around the world suffer the consequences of urban expansion (UN-Habitat, 2020). Mexico City is a clear example of unplanned urban expansion and its consequences in the hydraulic system because of its aquifer water dependence. Currently, Mexico City has water scarcity and flooding problems at the same time, and if urban dynamics persist, this situation is expected to worsen (Lankao, 2010).

Water demand in Mexico City is mostly (71%) covered with water from a principal deep aquifer (Mazari-Hiriart et al., 2014). This aquifer is from 70 to 500 meters deep, and it principally receives water in the south and southwest areas based on a chain of mountains outside of the urban area (Morales-Casique et al., 2014). Lacustrine sediments form the most significant part of the subsoil in the urban area (65%) with low hydraulic conductivity (Díaz-Rodríguez, 2003). Mexico City also receives groundwater from a shallow aquifer in the south of the city, generated by the subsoil produced by Xitle Volcano eruptions. Most of the water of this shallow aquifer is obtained in the volcano region at the border of the urban area (Canteiro et al., 2019). Nevertheless, the basalt subsoil from the volcano runs to lower urbanized regions of the city. Therefore, the presence of UGS in the urban area is crucial for water infiltration to recharge the shallow aquifer.

The REPSA is a UGS in the south of Mexico City, with characteristics to favor water infiltration and the subsequent recharge of the shallow aquifer that is the groundwater system related to the RESPA (Canteiro et al., 2019; Nava-López et al., 2009). Currently, a rough calculation based on the relationship between the area of the REPSA and annual media precipitation (800 mm) suggests that 2,000,000.00 m³ of water is infiltrated per year in the REPSA (Zambrano et al., 2016). However, there is a lack of empirical studies about the water infiltration in the REPSA according to its specific characteristics (Nava-López et al., 2009). Consequently, the behavior regarding the infiltration of the soils that suffered modifications by filling soil placement is unknown.

Therefore, this research looks to understand the relation between a UGS and the shallow aquifer as two components of the urban hydraulic system. These results may help to understand the effect of UGS in shallow aquifers, which are less studied and more exposed to present meteorological dynamics and the urbanization process.

Methodology

Study area

The volcanic rocks of the study area came from the Xitle volcano activity 1600 years ago (del Pozzo, 1982). The basalt rocks are characterized by their vesicularity (Walker, 1993), with many pores; however, they are not evenly distributed within the rock, nor are they necessarily connected. According to Aubele et al. (1988), the vesicles are typical at the top of the rock. Walker (1993) reported that vesicle shapes, sizes, and distribution patterns are sensitive to lava rheology.

The original extension of this basaltic subsoil was 80 km². Due to the urbanization of the area and the land use regulations in the city, the cracked lava stone was divided between conservation land (22 km²) and urban land (58 km²). Most of the surface in the 58 km² has suffered from urban expansion, and the cracked lava stone was reduced and fragmented and currently only occupies the area corresponding to the REPSA (2.37 km²) and isolated fragments such as parks and ridges in the southern area of urban land in Mexico City (Alvarez Sanchez et al., 1994; Rojo Curiel, 1994). Most of the parks and gardens inside the University Campus (U.C.) share the same characteristics as REPSA, and the principal differences are that they

do not have a protection status and are open to the public. Part of the REPSA and some parks in the U.C. were filled by urban waste modifying their hydraulic behavior related to the quantity of rainwater, and the highest rain event in the study area is 0.69 m day^{-1} (UNAM, n.d.) (Figure 1).

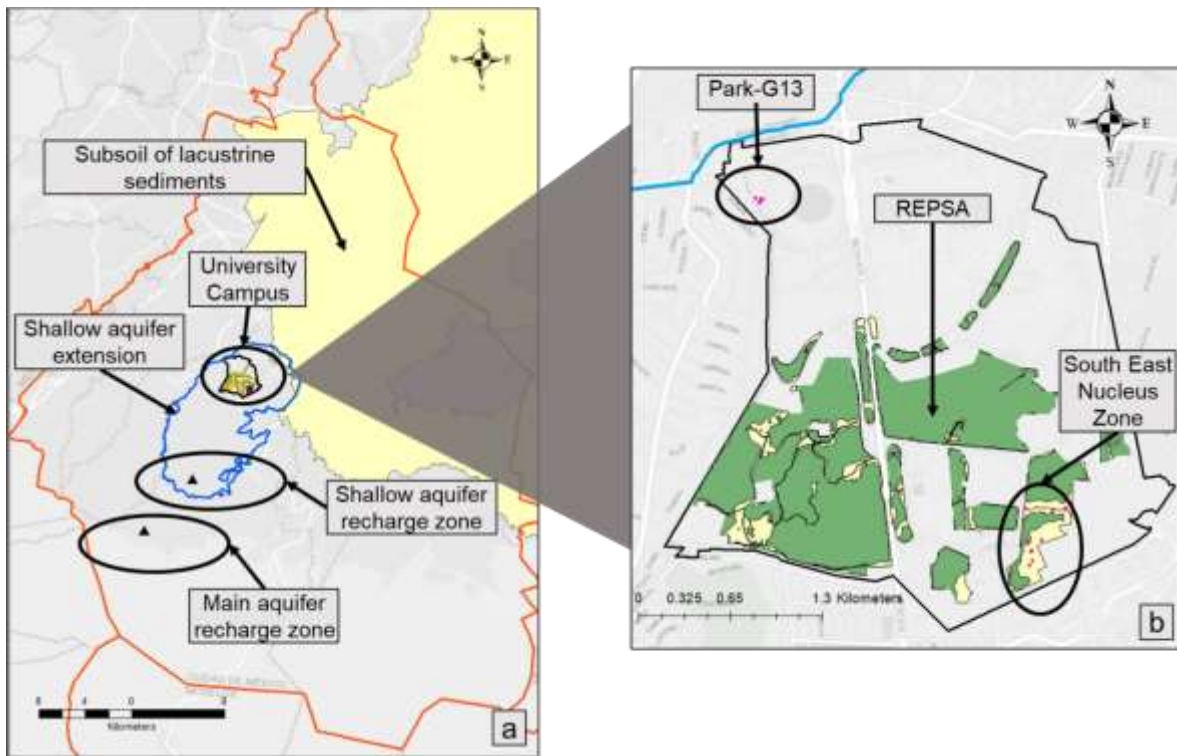


Figure 1: Study area (blue line) inside Mexico City (orange line). (a) shows the city borders, the basalt soil region, the University Campus, the zones of recharge of shallow and principal aquifers. In yellow, the lacustrine sediments soil. (b) The University Campus, in green *Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel* (REPSA). The pink dots show the sites where the infiltration tests were made.

The extension of the REPSA is distributed in three core areas that represent 1.71 km^2 and buffer zones that represent 0.66 km^2 . This research was carried out in the South East Nucleus Zone (SENZ) of the REPSA (Figure 1b) and a park outside of

the REPSA but inside U.C. (G13) (Figure 1b). The SENZ has filling areas and original cracked lava stone areas. Also, it has easy accessibility, and it has a size that could be covered in the scope of this research. In addition, the selected park has a similar characteristic of filling than the SENZ.

Methods

The infiltration rate was measured using the dual ring method in thirteen sampling points inside of the filling area of the SENZ (R_01 to R_13 - Figure 1b) and six sampling points inside of the G13 area (R_14 to R_19 - Figure 1b) (Yang et al., 2008). In the areas of the original cracked lava stone, the infiltration rate was estimated based on the geohydrologic characteristics of this system because of technical difficulties to carry out the infiltration rate measures in this kind of soil. According to Zhou et al. (2018), the basalt is a rocky mass with low permeability (between 0.5 to 0.5 m d⁻¹). However, the impact of the staggered zones between layers is essential in the hydrological characteristics. It is known that the highly fractured nature of the basalts provokes high transmissivities in basaltic aquifers (about de 105 m² d⁻¹) (Amundson, 2003).

The quantity of annual infiltrated water in REPSA was estimated through a correspondence between the average rain in the area (0.752m year⁻¹) (CCA-UNAM, 2020) with the whole area of REPSA (2,370,000 m²) (Zambrano et al., 2016) and subtracting the annual potential evapotranspiration in REPSA and the runoff, as is shown in the Formula 1:

Formula 1:

$$AIW_{REPSA} = \text{annual rain on REPSA} - \text{annual evapotranspiration in REPSA} - \text{runoff}$$

Where AIW_{REPSA} represents the annual quantity of infiltrated water in REPSA, the runoff was considered zero since it is low because of REPSA soil characteristics. The runoff occurs towards the cracked lava stone areas, where the water runoff immediately infiltrates into the subsoil.

Potential evapotranspiration estimation (P.E.)

Potential evapotranspiration is a measure of moisture demand. The quantity of water can be evaporated and transpired by the vegetation cover (Dyer, 2009) plus the one that evaporates from the soil (Jiménez López and Thornthwaite, 1978), mainly depends on temperature and radiation. The maximum P.E. values are presented when the soil is saturated with water exceeding its field capacity.

There are various methods for calculating P.E., most of which only consider temperature and humidity in their variables. The Water Balance Toolbox for ArcGIS v2 used in this study uses the Turc method (1961) since this method provides monthly estimates of P.E. using radiation data, therefore it is considered a complete model for calculating P.E. This model uses the information of temperature, precipitation, digital terrain model (D.T.M.), and soil water storage capacity. The temperature and precipitation data were obtained from the Digital Climate Atlas of Mexico prepared and published by the Center for Atmospheric Sciences of the

National Autonomous University of Mexico (C.C.A. and UNAM in Spanish). The Atlas presents information processed from daily reports from the National Meteorological Service (S.M.N.) with monthly averages 1902-2015, considering only those stations with more than 90% of daily data per month (Fernández Eguiarte et al., 2012). The information in the Atlas is presented in a monthly raster format with a pixel size of 926 x 926 meters per pixel. The MDT is the Mexican Elevation Continuum 3.0 of the National Statistics Institute (INEGI in Spanish) (INEGI, n.d.) with a pixel resolution of 15m. From this information, the slope and slope orientation were derived.

The formula 2 describes the obtention of Potential Evapotranspiration:

Formula 2:

$$PE = 0.013 * \left(\frac{T}{T + 15} \right) * (R + 50)$$

Where: PE = Potential Evapotranspiration (mm), T = Average monthly temperature (°C), R = Solar Radiation (cal cm⁻²). The value of 0.013 corresponds to the factor used by Turc for the calculation of P.E. Potential Evapotranspiration results are monthly and are in mm.

Potential evapotranspiration is highly dependent on on-site radiation, which is affected by its slope and orientation. In the northern hemisphere, the maximum insolation occurs on the south side of the slopes (mostly) and is even higher during tree growth from April to September. Therefore, the Water Balance Toolbox for ArcGIS v2 uses an adjustment coefficient that increases or decreases depending on the topographic position (orientation and slope), flat sites (slope from 0 to 1°) have

a value of 1,000 when multiplying the values. P.E. due to these coefficients increases (> 1) or decreases (<1) the humidity demand according to the topographic position.

Results

The values of the infiltration rate were in a range between 0.12 y 23.04 m day⁻¹. For this work, the infiltration rate value used was 6.59 m day⁻¹ because it is the average of the measured values (Figure 2).

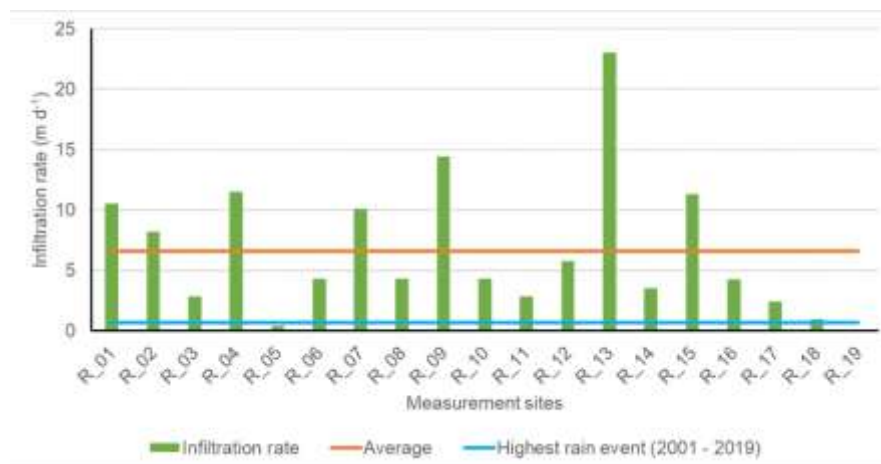


Figure 2: Infiltration rates of all measured sites. The orange line shows the average of the infiltration rates, and the blue line shows the highest rain event between 2017 and 2019.

The quantity of infiltrated water in one year in the REPSA (AIW_{REPSA}) was calculated through the Formula 1:

$$AIW_{REPSA} = \text{annual rain on REPSA} - \text{annual evapotranspiration in REPSA} - \text{runoff}$$

$$AIW_{REPSA} = 1,782,240.00 - 12,300.28\text{m}^3 - 0$$

$$AIW_{REPSA} = 1,769,939.72 \text{ m}^3$$

Discussion

Sustainability in cities requires covering their water demand and being resilient in front of extreme events, such as droughts and floods. Urban green spaces have an essential function because they are surfaces capable of infiltrating water into the aquifers. However, the potential benefits of water regulation are determined by UGS characteristics and their interaction with the aquifers below them. The relation between the REPSA and the shallow aquifer illustrates that this relationship promotes water infiltration, and therefore, contributes to groundwater availability and flood control in the south of Mexico City.

The average of evapotranspiration in the REPSA is around 0.7% of the rainwater that falls there. The low presence of soil retaining water could explain this low average of evapotranspiration, and it is visible in the ecosystem where only xerophilic vegetation, like cactus, can survive (Cano-Santana et al., 2009; Castellanos Vargas et al., 2016; Rzedowski, 1954).

The degree of intervention in the REPSA could be represented by the changes in the soil characteristics that occurred by filling soil in a 414,000 m² of the REPSA (between 15-20 %). However, considering that the highest rain event in the study area is 0.69 m day⁻¹ (UNAM, n.d.) and that the filling soil of the REPSA has the capacity to infiltrate more than 0.69 m of water in one day, all the rain that falls on REPSA could be infiltrated and can recharge the shallow aquifer, without generating runoff. Therefore, filling soil seems to have a low impact on the ecosystem service of regulation of water quantity. This low impact could be related to this filling soil's

properties, and because the majority of the REPSA is closed for the public and does not have compacted soil that reduces the rainwater infiltration capacity (Yang and Zhang, 2011).

The magnitude of the REPSA contribution to the water quantity regulation is not only explained due to the properties of the REPSA mentioned above. Another variable to explain this magnitude is the relation between the area occupied by filling the soil with the area occupied by the original cracked lava stone in the REPSA. In this case, the space occupied by cracked lava stone is around 80-85% of the area of REPSA. This average allows a high level of water infiltration in most of the areas of REPSA. In turn, the values of the infiltration measures made in the field show that the filling soil can infiltrate all the water from the most significant rain event measure over the REPSA. This is contrary to those estimated in previous work where the infiltration rate of the filling soil was established as 50% of the whole rainwater (Zambrano et al., 2019).

Therefore, the REPSA provides water to society that could support around 6,200 people per year or around 1,550 families per year; the average water consumption in the city is 285.6 m³ per person per year (Morales-novelo et al., 2018). However, if the whole region of 58 km² of cracked lava stone had not suffered reduction and fragmentation caused urbanization during the final decades of the last century, this aquifer would benefit around 151,600 citizens.

The relation between the REPSA with the shallow aquifer to the floods control is illustrated through the possibility of infiltrating all the rainwater that falls on the

REPSA, increasing the resilience capacities of the south of the city, to face extreme events, such as floods and water scarcity (Zambrano et al., 2017).

This study shows the benefits of UGS management concerning the regulation of water in the city (Sun et al., 2020; Wang et al., 2019; WHO, 2016). The conservation status of the REPSA is based on biodiversity. However, this information is helpful to evaluate other Ecosystem Services it provides, such as water quantity regulation.

Conclusion

The relationship between REPSA and the shallow aquifer contributes to the management of the water in the south of Mexico City by regulating water availability. The amount of rainwater infiltrated in this reserve can supply water to around 1,550 families per year. It is necessary to continue analyzing the impacts of changes in the urban soil use to increase the UGS areas along with the city to achieve positive impacts in water quantity regulation for cities.

References

- Alaoui, A., Goetz, B., 2008. Dye tracer and infiltration experiments to investigate macropore flow. *Geoderma* 144, 279–286. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.020>
- Alvarez Sanchez, F., Carabias, Lillo, J., Meave del Castillo, J., Moreno, Casasola, P., Nava, Fernandez, D., Rodriguez, Zahar, F., Tovar, Gonzalez, C., Valiente-Banuet, A., 1994. Proyecto para la creación de una reserva en el Pedregal de San Ángel, in: Cuadernos de Ecología No. I. Facultad de Ciencias. 1986 - En A. Rojo (Comp.) Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ecología, Historia Natural y Manejo. México, 045510, D.F., pp. 343–369.
- Amundson, R., 2003. Soil formation, in: Holland, H.D., K., T.K. (Eds.), *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, pp. 1–35.
- Aubele, J.C., Crumpler, L.S., Elston, W.E., 1988. Vesicle zonation and vertical structure of basalt flows. *J. Volcanol. Geotherm. Res.* 35, 349–374.
- Auvinet, G., Juárez, M., 2011. Geotechnical characterization of Mexico City subsoil. 2011 Pan-Am CGS Geotech. Conf. 1–9.
- Cano-Santana, Z., Domínguez-Álvarez, L.A., Moyers-Arévalo, R.L., López, R., García-Jiménez, C., 2009. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Estudios Ecosistémicos, Memorias in extenso CoFC1507e-25 VII Congreso sobre Áreas Naturales Protegidas de México. San Luis Potosí, S.L.P. Jul. 13-17. Organizado por SEMARNAT, Comisión de Áreas Naturales Protegidas y el Gobierno del Estado de San Luis Potosí.
- Canteiro, M., Olea, S., Escolero, O., Zambrano, L., 2019. Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City. *Groundw. Sustain. Dev.* 8, 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.12.007>
- Castellanos Vargas, I., García Calderón, N.E., Cano Santana, Z., 2016. Procesos físicos del suelo en la reserva ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria: atributos para su conservación. *Rev. Terra Latinoam.* 35, 51. <https://doi.org/10.28940/terra.v35i1.241>
- CCA-UNAM, C. de C. de la A., 2020. Atlas Climático Digital de México [WWW Document]. URL <http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/ACDM/servmapas> (accessed 7.21.20).
- del Pozzo, A.L.M., 1982. Monogenetic vulcanism in sierra Chichinautzin, Mexico. *Bull. Volcanol.* 45, 9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF02600386>
- Desjardins, R.L., 2013. Climate Change—A Long-term Global Environmental Challenge. *Procedia - Soc. Behav. Sci.* 77, 247–252. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.03.084>

- Díaz-Rodríguez, J.A., 2003. Characterization and engineering properties of Mexico City lacustrine soils. *Proc. Int. Work. Characterisation Eng. Prop. Nat. Soils* 725–755.
- Dimitriou, E., Moussoulis, E., 2011. Land use change scenarios and associated groundwater impacts in a protected peri-urban area. *Environ. Earth Sci.* 64, 471–482. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0871-1>
- Dyer, J.M., 2009. Assessing topographic patterns in moisture use and stress using a water balance approach. *Landsc. Ecol.* 24, 391–403. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9316-6>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C., Alberti, M., Folke, C., Frantzeskaki, N., Haase, D., Katti, M., Nagendra, H., Niemelä, J., Pickett, S.T.A., Redman, C.L., Tidball, K., (Eds.), 2013. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_33
- Falkenmark, M., 2017. Water and human livelihood resilience : a regional- to-global outlook. *Int. J. Water Resour. Dev.* 33, 181–196. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1190320>
- FAO, 1980. Drainage design factors, in: *Irrigation and Drainage*. Rome, p. 52.
- Fernández Eguiarte, A., Romero Centeno, R., Zavala Hidalgo, J., 2012. *Atlas Climático de México y Áreas Adyacentes*, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México - Servicio Meteorológico Nacional, Comisión Nacional del Agua. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Foster, S.D., Hirata, R., Howard, K.W.F., 2011. Groundwater use in developing cities : policy issues arising from current trends. *Hydrogeol. J.* 19, 271–274. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0681-2>
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632.
- Geldof, G., Jacobsen, P., Fujita, S., 1994. URBAN STORMWATER INFILTRATION PERSPECTIVES. *Water Sci. Technol.* 29, 245–254.
- Göbel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W.F., Coldewey, W.G., 2004. Near-natural stormwater management and its effects on the water budget and groundwater surface in urban areas taking account of the hydrogeological conditions. *J. Hydrol.* 299, 267–283. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.013>
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol. Econ.* 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>

- Howard, K.W.F., 2002. Urban groundwater issues — an introduction, in: *Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial Centres*. Springer, Dordrecht, pp. 1–15.
- INEGI, I.N. de E. y G., n.d. Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM) [WWW Document]. URL <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/> (accessed 7.22.20).
- Jiménez López, J., Thornthwaite, C.W., 1978. Cálculo del clima de acuerdo al Segundo Sistema de Thornthwaite. (No. 551.5 J5).
- Lankao, P.R., 2010. Water in Mexico City: What will climate change bring to its history of water-related hazards and vulnerabilities? *Environ. Urban.* 22, 157–178. <https://doi.org/10.1177/0956247809362636>
- Lee, D.G., Roehrdanz, P.R., Feraud, M., Ervin, J., Anumol, T., Jia, A., Park, M., Tamez, C., Morelius, E.W., Gardea-Torresdey, J.L., Izbicki, J., Means, J.C., Snyder, S.A., Holden, P.A., 2015. Wastewater compounds in urban shallow groundwater wells correspond to exfiltration probabilities of nearby sewers. *Water Res.* 85, 467–475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.048>
- Lot, A., Pérez Escobedo, M., Gil Alarcón, G., Rodríguez, S., Camarena, P., 2012. *La Reserva Ecológica Del Pedregal De San Ángel: Atlas De Riesgos*.
- Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M.T., Armas-Vargas, F., Tapia, M.A., Solano-Ortiz, R., Silva, M.A., Yañez-Nogues, I., López-Vidal, Y., Díaz-Ávalos, C., 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102081>
- McPhearson, T., Hamstead, Z.A., Kremer, P., 2014. Urban ecosystem services for resilience planning and management in New York City. *Ambio* 43, 502–515. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0509-8>
- Morales-Casique, E., Escolero, O.A., Arce, J.L., 2014. Resultados del pozo San Lorenzo Tezonco y sus implicaciones en el entendimiento de la hidrogeología regional de la cuenca de México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* 31, 64–75.
- Morales-novelo, J.A., Rodríguez-Tapia, L., Revollo-Fernández, D.A., 2018. Inequality in Access to Drinking Water and Subsidies between Low and High Income Households in Mexico City. *Water* 10, 1023. <https://doi.org/10.3390/w10081023>
- Nava-López, M., Jujnovsky, J., Salinas-galicia, R., Álvarez-sánchez, J., Almeida-leñero, L., 2009. Servicios ecosistémicos, in: A. Lot y Z. Cano-Santana (Eds.) *Biodiversidad Del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica Del Pedregal de San Ángel y Coordinación de La Investigación Científica, D.F. México. pp. 51–60.
- Rojó Curiel, A., 1994. *Plan de manejo Reserva Ecológica El pedregal de San*

- Ángel, in: A. Rojo (Comp.) Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ecología, Historia Natural y Manejo. UNAM, D.F. México. pp. 371–382.
- Rzedowski, J., 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel. An. la Esc. Nac. Ciencias Biológicas 8, 59–129.
- Schirmer, M., Leschik, S., Musolff, A., 2013. Current research in urban hydrogeology – A review. Adv. Water Resour. 51, 280–291.
<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>
- Sun, Y., Deng, L., Pan, S.-Y., Chiang, P.-C., Sable, S.S., Shah, K.J., 2020. Integration of green and gray infrastructures for sponge city: Water and energy nexus. Water-Energy Nexus 3, 29–40.
<https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.03.003>
- Tsegaye, S., Singleton, T.L., Koeser, A.K., Lamb, D.S., Landry, S.M., Lu, S., Barber, J.B., Hilbert, D.R., Hamilton, K.O., Northrop, R.J., Ghebremichael, K., 2019. Transitioning from gray to green (G2G)—A green infrastructure planning tool for the urban forest. Urban For. Urban Green. 40, 204–214.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.09.005>
- Turc, L., 1961. Estimation of irrigation water requirements, potential evapotranspiration: a simple climatic formula evolved up to date. Ann. Agron, 12, 13–49.
- UN-Habitat, 2020. World Cities Report 2020 - The Value of Sustainable Urbanization. P.O. Box 30030, Nairobi, Kenya.
<https://doi.org/10.18356/c41ab67e-en>
- UNAM, C. de C. de la A.-, n.d. Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos [WWW Document]. URL
<https://www.ruoa.unam.mx/index.php?page=estaciones&id=1> (accessed 2.15.20).
- United Nations, 2012. World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, United Nations Department of Economic and Social Affairs/Population Division. New York. <https://doi.org/10.2307/2808041>
- Vallés-Planells, M., Galiana, F., Eetvelde, V. Van, 2014. A Classification of Landscape Services to Support Local Landscape Planning. Ecol. Soc. 19.
- Walker, G.P.L., 1993. Basaltic-volcano systems. Geol. Soc. London, Spec. Publ. 76, 3–38.
- Wang, M.H., Ho, Y.S., Fu, H.Z., 2019. Global performance and development on sustainable city based on natural science and social science research: A bibliometric analysis. Sci. Total Environ. 666, 1245–1254.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.139>
- WHO, 2017. Urban green spaces: A brief for action, World Health Organization-

Regional Office For Europe. Copenhagen, Denmark.

WHO, 2016. Urban green space interventions and health: A review of impacts and effectiveness, World Health Organization-Regional Office For Europe.

Yang, J.L., Zhang, G.L., 2011. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. *J. Soils Sediments* 11, 751–761. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0356-1>

Yang, J.L., Zhang, G.L., Yuan, D.G., 2008. Characteristics of water infiltration in urban soils of Nanjing City. *Chinese J. Appl. Ecol.* 19, 363–368.

Zambrano, L., Aronson, M.F.J., Fernandez, T., 2019. The Consequences of Landscape Fragmentation on Socio-Ecological Patterns in a Rapidly Developing Urban Area: A Case Study of the National Autonomous University of Mexico. *Front. Environ. Sci.* 7, 1–13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00152>

Zambrano, L., Pacheco-Muñoz, R., Fernández, T., 2017. A spatial model for evaluating the vulnerability of water management in Mexico City, Sao Paulo and Buenos Aires considering climate change. *Anthropocene* 17, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.12.001>

Zambrano, L., Rodríguez Palacios, S., Gil Alarcón, G., Camarena, P., Lot, A., 2016. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos*, EDICIÓN 20. ed.

Zhou, Z., Lin, M., Guo, Q., Chen, M., 2018. Scale effect and value criterion of the permeability of the interlayer staggered zones in the basalt of Jinsha River basin, China. *Hydrogeol. J.* 26, 1731–1748. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1777-3>

5 - DISCUSIÓN GENERAL



La creciente urbanización ha aumentado los impactos negativos de las ciudades en el agua subterránea, tanto por la reducción de los espacios de infiltración de agua, como por el aumento de las fuentes de contaminación (Soto and Herrera, 2009; Zambrano et al., 2017). El incremento de dichos impactos genera grandes desafíos para que el sistema hídrico de las ciudades funcione de manera tal que aparezcan propiedades emergentes benéficas para la ciudad y que promuevan la sostenibilidad hídrica a través del control de inundaciones y el aporte a la cantidad y calidad de agua disponible.

Entre los posibles componentes de un sistema hídrico urbano se encuentran los espacios verdes urbanos (EVU) y los acuíferos someros. Los EVU cuentan con la capacidad de infiltrar agua de lluvia y, por lo tanto, de brindar servicios ecosistémicos relacionados con la disponibilidad de agua limpia para abastecer a la población y con el control de inundaciones (Andersson et al., 2014; Carmon et al., 1997; McPhearson et al., 2015). Sin embargo, la cantidad y calidad de servicios ecosistémicos asociados con el agua que puede brindar un EVU son determinadas por su gestión y por su relación con los demás componentes del sistema hídrico urbano.

Por su parte, los acuíferos someros son sistemas generalmente menospreciados para su explotación debido a su baja cantidad de agua y a la estrecha relación que tienen con la superficie, lo que compromete su calidad de agua (Morris et al., 2003). No obstante, la obtención de agua desde un acuífero somero puede resultar más conveniente que desde acuíferos más profundos, que son los explotados generalmente. Por lo tanto, los acuíferos someros pueden fungir como una fuente complementaria de agua limpia para abastecer a la población (Foster et al., 2011; Morris et al., 2003; Schirmer et al., 2013). A su vez, debido a su rápida infiltración, los acuíferos someros pueden actuar como un depósito de agua de lluvia contribuyendo al control de inundaciones (Liao, 2012; Yang and Zhang, 2011).

En los diferentes capítulos de este trabajo de investigación se analizaron las características y relaciones entre dos componentes del sistema hídrico urbano de la Ciudad de México: un acuífero somero y un EVU. En el Capítulo 1 se evidenció

la presencia de un acuífero somero en el sur de la Ciudad de México y se analizó su relación con otros componentes del sistema hídrico, como acuíferos más profundos. A su vez, se observó que la relación entre la REPSA y el acuífero somero promueve la infiltración de agua y la recarga de dicho acuífero. En el Capítulo 2 se profundizó en el análisis de la relación entre el acuífero somero y la REPSA, como un EVU sobre él. En este capítulo se observó un aporte positivo de dicha relación en la calidad de agua del acuífero somero, a través de un efecto de dilución de los contaminantes allí presentes. Finalmente, en el Capítulo 3, se profundizó en el estudio de dicha relación y se observó que la cantidad de agua que se infiltra en la REPSA está determinada por las características de la reserva y contribuye al control de inundaciones y a la disponibilidad de agua subterránea.

Respecto a la contribución al control de inundaciones en la ciudad, dicho control está determinado por las propiedades de la REPSA y las del acuífero somero. Por ejemplo, en el Capítulo 1 se evidenció que el agua del acuífero somero es agua de lluvia de infiltración reciente, lo cual implica que frente a una tormenta el agua de lluvia se infiltra rápidamente hacia el acuífero evitando inundaciones. Esta rápida infiltración se ve favorecida por la conductividad hidráulica que presenta el sustrato por el que transita el acuífero y por la presencia de un EVU, como la REPSA, en la superficie sobre él (Figura 5.3b). El hecho de que el acuífero somero contenga agua de reciente infiltración y con un tiempo corto de residencia del agua en el acuífero, además de favorecer el control de inundaciones, hace que la gestión del acuífero somero pueda realizarse en tiempos a escala humana. Esto lo diferencia de la gestión de los acuíferos más profundos donde los procesos se presentan generalmente en escala de tiempos geológicos, lo que dificulta su gestión. Esta consideración debería ser fundamental para la gestión del agua en la zona con una visión sistémica considerando las relaciones entre los componentes del sistema.

También se observó que el agua infiltrada en la REPSA contribuye a la regulación de la calidad del agua en el acuífero somero. En el Capítulo 2, los resultados de las pruebas de calidad de agua mostraron que los sitios ubicados aguas abajo de la REPSA -con relación a la dirección del flujo de agua en el acuífero- presentaron una

calidad de agua superior que los sitios ubicados aguas arriba de la REPSA. Debido a que el aporte de la REPSA a la regulación de la calidad del agua en el acuífero somero se da a través de un efecto de dilución, dicho aporte está condicionado por la cantidad de agua que se puede infiltrar en la REPSA, y dicha cantidad va a estar condicionada por posibles cambios de uso de suelo que impacten a la REPSA (Figura 5.3b).

En este sentido, los cambios en el uso del suelo que puede experimentar la REPSA impactarían sobre la cantidad de agua que en ella se infiltra. Dichos cambios, refieren a intervenciones dentro de la reserva, como el aporte de relleno sanitario, y también hacen alusión a la disminución o el fraccionamiento del área ocupada por la REPSA debido al crecimiento urbano a su alrededor. La conservación de la REPSA y sus propiedades físicas promueven la provisión de servicios ecosistémicos de regulación de la cantidad y calidad del agua subterránea en el acuífero somero. Como se ilustró en el Capítulo 3, la REPSA actualmente posee propiedades que promueven la infiltración de toda el agua de lluvia que cae sobre ella y dicha cantidad de agua infiltrada además de evitar inundaciones, queda disponible en el acuífero somero para su extracción y, a su vez, tiene un efecto de dilución de los contaminantes presentes en acuífero (Figura 5.3b).

El desconocimiento de las características de los diferentes componentes del sistema hídrico y las relaciones entre ellos genera que el acuífero somero reciba impactos negativos directamente desde la superficie. Dichos impactos se presentan debido a cambios en el uso de suelo, por ejemplo, aquellos provocados desde el sector inmobiliario. Las rutas de movimiento de agua subterránea son alcanzadas por perforaciones cercanas a los diez metros de profundidad, que son necesarias para la construcción de algunos edificios. Con el fin de poder continuar con la construcción, el agua que brota debido a la intersección con el acuífero somero es desviada hacia el sistema de drenaje. Esto, implica que cantidades de agua con calidad suficiente como para ser utilizada para uso humano (Capítulo 2), se pierdan al ser mezcladas con el agua del drenaje y así provocando una disminución en su calidad. A su vez, al cambiar el rumbo del agua hacia el sistema de drenaje de la

ciudad, para luego ser extraída del sistema hídrico local, ésta deja de estar disponible para sus habitantes lo que impulsa la escasez de agua en la ciudad (Figura 5.3a).

El aporte a la disponibilidad de agua en el acuífero somero provisto por la cantidad de agua infiltrada en la REPSA está relacionado con las posibilidades de gestionar problemas de escasez de agua en la ciudad. Las autoridades locales responsables del suministro de agua en la Ciudad de México explotan el acuífero somero como una fuente complementaria de agua. Por lo tanto, el acuífero y su relación con la REPSA están actualmente contribuyendo al abastecimiento de agua a la población y a evitar problemas de escasez de agua. Sin embargo, al realizar la explotación del acuífero sin conocer sus propiedades y la relación que tiene con los demás componentes del ciclo hídrico urbano, dicha explotación no aprovecha de la mejor manera los servicios de regulación de la cantidad y calidad de agua subterránea brindados por la relación entre REPSA el acuífero somero y a su vez puede desencadenar un ciclo de retroalimentación perjudicial como el ilustrado en la Figura 5.3a.

Con base en lo observado a lo largo de esta investigación se propone un ciclo de retroalimentación general que aplica para analizar la relación entre la REPSA y el acuífero somero, pero también podría aplicar a cualquier sistema con características similares (Figura 5.3). A su vez, podría ser útil como base para la aproximación a la gestión del agua en las ciudades que presenten, en su sistema hídrico, componentes similares a los analizados. Conocer las características de los componentes del sistema hídrico urbano y sus posibles relaciones es fundamental, ya que dependiendo de cómo se realice la gestión del sistema hídrico se impulsará un ciclo de retroalimentación benéfico o perjudicial para la ciudad.

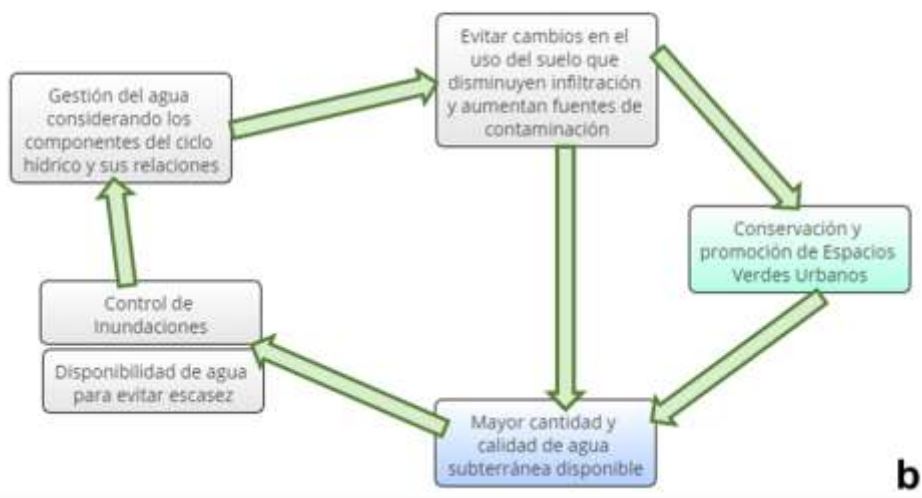
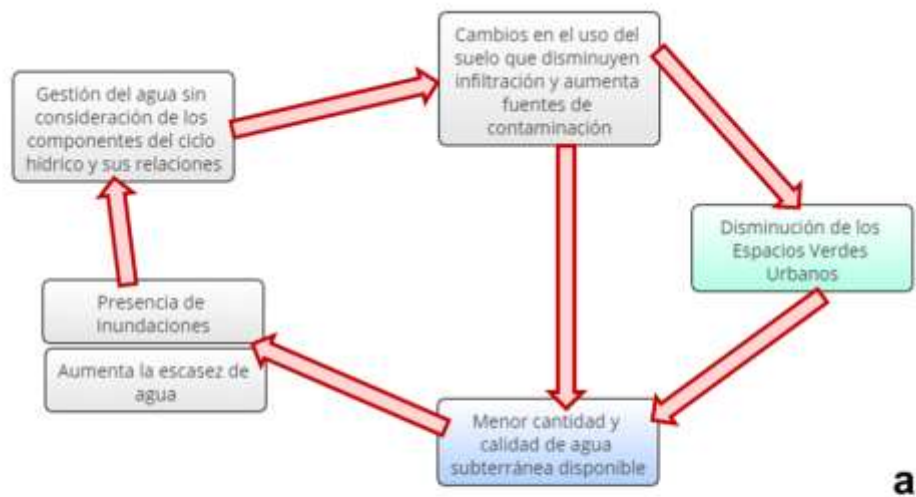


Figura 5.3: En **a** se muestra un posible ciclo de retroalimentación perjudicial para la ciudad resultante de la interacción entre algunos de los componentes del sistema hídrico urbano. En **b** se muestra un posible ciclo de retroalimentación benéfico para la ciudad como resultante de la interacción entre dichos componentes.

Cuando la gestión del agua en la ciudad se lleva a cabo sin considerar el ciclo hídrico urbano, sus componentes y relaciones, se pueden efectuar cambios en el uso del suelo que promueven la disminución de los espacios verdes urbanos y, por lo tanto, disminuyen la superficie con capacidad de infiltrar agua en la ciudad. Esto último puede, a su vez, promover la presencia de inundaciones, reducir la disponibilidad

de agua subterránea, y tener consecuencias como la escasez de agua limpia para abastecer a la población (Figura 5.3a). Por el contrario, si se realiza una gestión integral del agua, considerando los diferentes componentes del ciclo hídrico, sus características y las relaciones entre ellos, los cambios de uso de suelo podrían estar orientados a promover la infiltración de agua, en lugar de disminuirla, a través de la presencia de EVU. De esta manera, se fomentaría la infiltración de agua y así se disminuiría el riesgo a inundaciones y aumentaría la disponibilidad de agua subterránea de calidad, lo que contribuye a evitar la escasez de agua en la ciudad (Figura 5.3b).

Una gestión integral del sistema hídrico urbano intentará promover un comportamiento deseado del sistema y por lo tanto, la ciudad se beneficiará de las resultantes del sistema como un todo (Meadows, 2008). Dentro de los beneficios se encuentra la prevención de problemas relacionados con el agua en la ciudad y el evitar dichos problemas está estrechamente relacionado con la sustentabilidad de la ciudad. Esto se debe a que una ciudad sustentable debe contar con la cantidad y calidad de agua suficiente para la población y para los ecosistemas, y los problemas urbanos relacionados con el agua generalmente se asocian con la escasez de agua y con la presencia de inundaciones (WWAP, 2019).

Conclusión

El sistema hídrico urbano es un sistema complejo con un comportamiento determinado por las características propias de sus componentes y por la relación entre éstos. Dependiendo de estas características el comportamiento del sistema podrá, o no, promover la aparición de propiedades emergentes que provean resiliencia a la ciudad. En esta investigación se analizó la relación entre dos componentes del sistema hídrico urbano, la REPSA y el acuífero somero del Pedregal de San Ángel. Se evidenció que la relación entre estos componentes promueve la aparición de un ciclo de retroalimentación benéfico para la Ciudad de México, especialmente para la zona sur donde se encuentran ambos componentes. Los beneficios se centran en el aporte al control de inundaciones y la contribución a la disponibilidad de agua subterránea limpia para complementar el abastecimiento de agua en la ciudad. Sin embargo, se identificó que la falta de gestión integral del sistema hídrico y la falta de consideración del acuífero somero como un componente de este sistema son limitantes para la obtención de dichos beneficios.

Una ciudad sustentable debe contar con una cantidad y calidad de agua suficiente para satisfacer la demanda y ser resiliente ante eventos extremos como las tormentas que provocan inundaciones. En este sentido, la gestión integral del agua en las ciudades a través del conocimiento y entendimiento del sistema hídrico podrá promover la aparición de un ciclo de retroalimentación benéfico entre los componentes del sistema hídrico urbano. Como consecuencia de dicho ciclo, se podrían obtener beneficios como los servicios ecosistémicos de regulación de la cantidad y la calidad en la ciudad, aportando así a la sustentabilidad hídrica urbana.

Este trabajo es una primera aproximación al estudio de la relación entre los acuíferos someros y los espacios verdes urbanos. Sería importante contar con información de características similares, pero enfocada en sistemas con propiedades diferentes en cuanto a las características del espacio verde urbano y a las del acuífero somero con el que se relaciona, para así avanzar hacia entendimiento integral los sistemas hídricos de las ciudades. En dichos estudios,

existe la posibilidad de hacer uso de la propuesta del ciclo de retroalimentación resultante de la presente investigación, con el objetivo de adaptarlo a los componentes y relaciones en otros sistemas hídricos urbanos.

6 – REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS



- Alaoui, A., Goetz, B., 2008. Dye tracer and infiltration experiments to investigate macropore flow. *Geoderma* 144, 279–286.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.020>
- Alvarez Sanchez, F., Carabias, Lillo, J., Meave del Castillo, J., Moreno, Casasola, P., Nava, Fernandez, D., Rodriguez, Zahar, F., Tovar, Gonzalez, C., Valiente-Banuet, A., 1994. Proyecto para la creación de una reserva en el Pedregal de San Ángel, in: Cuadernos de Ecología No. I. Facultad de Ciencias. 1986 - En A. Rojo (Comp.) Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ecología, Historia Natural y Manejo. México, 045510, D.F., pp. 343–369.
- Andersson, E., Barthel, S., Borgström, S., Colding, J., Elmqvist, T., Folke, C., Gren, Å., 2014. Reconnecting cities to the biosphere: Stewardship of green infrastructure and urban ecosystem services. *Ambio* 43, 445–453.
<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0506-y>
- Calderón-Contreras, R., Quiroz-Rosas, L.E., 2017. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. *Ecosyst. Serv.* 23, 127–137.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.004>
- Camazine, S., Deneubourg, J.-L., Franks, N.R., Sneyd, J., Bonabeau, E., Theraula, G., 2003. *Self-organization in biological systems*. Princeton university press.
- Canteiro, M., Olea, S., Escolero, O., Zambrano, L., 2019. Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City. *Groundw. Sustain. Dev.* 8, 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.12.007>
- Carmon, N., Shamir, U., Meiron-Pistiner, S., 1997. Water-sensitive urban planning: Protecting groundwater. *J. Environ. Plan. Manag.* 40, 413–434.
<https://doi.org/10.1080/09640569712010>
- Chelleri, L., Schuetze, T., Salvati, L., 2015. Integrating resilience with urban sustainability in neglected neighborhoods: Challenges and opportunities of

- transitioning to decentralized water management in Mexico City. *Habitat Int.* 48, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2015.03.016>
- Colding, J., Barthel, S., 2013. The potential of “Urban Green Commons” in the resilience building of cities. *Ecol. Econ.* 86. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.10.016>
- CONAGUA, 2015. Actualización de la Disponibilidad Media Anual del Agua en el Acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de Mexico (0901), Distrito Federal.
- Cosens, B.A., Williams, M.K., 2012. Resilience and Water Governance : Adaptive Governance in the Columbia. *Ecol. Soc.* 17(4) 17.
- Domenico, P.A., Schwartz, F.W., 1998. *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2da Edición. ed. John Wiley & Sons, Inc.,.
- Falkenmark, M., 2017. Water and human livelihood resilience : a regional- to-global outlook. *Int. J. Water Resour. Dev.* 33, 181–196. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1190320>
- Foster, S.D., Hirata, R., Howard, K.W.F., 2011. Groundwater use in developing cities : policy issues arising from current trends. *Hydrogeol. J.* 19, 271–274. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0681-2>
- Fox, S., Goodfellow, T., 2016. Development in the first urban century, in: *Cities and Development*. Routledge, New York, pp. 1–31.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632.
- Göbel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W.F., Coldewey, W.G., 2004. Near-natural stormwater management and its effects on the water budget and groundwater surface in urban areas taking account of the hydrogeological conditions. *J. Hydrol.* 299, 267–283. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.013>

- Howard, K.W.F., 2002. Urban groundwater issues — an introduction, in: *Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial Centres*. Springer, Dordrecht, pp. 1–15.
- Kralisch, S., Steiner, F., Wolf, L., Escolero, O., 2012. Risks and Potentials Related to Shallow Urban Aquifers - A Mexican Example Urban Aquifer Management, *IUWM, fit-for-use. gwf - Wasser|Abwasser* 153, 34–41.
- Lee, D.G., Roehrdanz, P.R., Feraud, M., Ervin, J., Anumol, T., Jia, A., Park, M., Tamez, C., Morelius, E.W., Gardea-Torresdey, J.L., Izbicki, J., Means, J.C., Snyder, S.A., Holden, P.A., 2015. Wastewater compounds in urban shallow groundwater wells correspond to exfiltration probabilities of nearby sewers. *Water Res.* 85, 467–475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.048>
- Legorreta, J., 2006. *El Agua y La Ciudad de México: de Tenochtitlán a la megalópolis del siglo XXI*, 1ra ed. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias y Artes para el Diseño, Departamento de Evaluación del Diseño en el Tiempo, Tamaulipas.
- Liao, K.-H., 2012. *A Theory on Urban Resilience to Floods — A Basis for Alternative Planning Practices*. *Ecol. Soc.* 17.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* (80-.). 317, 1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Lot, A., Cano-Santana, Z., 2009. Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Libro Conmemorativo del 25 aniversario de la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria (1983-2008), Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica. UNAM., México, D.F.
- Lot, A., Pérez Escobedo, M., Gil Alarcón, G., Rodríguez, S., Camarena, P., 2012. *La Reserva Ecológica Del Pedregal De San Ángel: Atlas De Riesgos*.

- Mazari-Hiriart, M., Cruz-Bello, G., Bojórquez-Tapia, L.A., Juárez-Marusich, L., Alcantar-López, G., Marín, L.E., Soto-Galera, E., 2006. Groundwater vulnerability assessment for organic compounds: Fuzzy multicriteria approach for Mexico City. *Environ. Manage.* 37, 410–421.
<https://doi.org/10.1007/s00267-005-0059-8>
- Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M.T., Armas-Vargas, F., Tapia, M.A., Solano-Ortiz, R., Silva, M.A., Yañez-Noguez, I., López-Vidal, Y., Díaz-Ávalos, C., 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLoS One* 9.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102081>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., Frantzeskaki, N., 2015. Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 12, 152–156.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- McPhearson, T., Hamstead, Z.A., Kremer, P., 2014. Urban ecosystem services for resilience planning and management in New York City. *Ambio* 43, 502–515.
<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0509-8>
- Meadows, D.H., 2008. *Thinking in systems: A primer*. chelsea green publishing.
- Meerow, S., Newell, J.P., Stults, M., 2016. Defining urban resilience: A review. *Landsc. Urban Plan.* 147, 38–49.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.011>
- Monat, J.P., Gannon, T.F., 2015. What is Systems Thinking? A Review of Selected Literature Plus Recommendations. *Am. J. Syst. Sci.* 4, 11–26.
<https://doi.org/10.5923/j.ajss.20150401.02>
- Morris, B.L., Lawrence, A.R.L., Chilton, P.J.C., Adams, B., C, C.R., Klinck, B.A., 2003. Groundwater and its susceptibility to degradation: A global assessment of the problem and options for management. Nairobi, Kenya.
- Naciones Unidas, 2020. Agua y saneamiento – Desarrollo Sostenible [WWW

Document]. Objet. 6 Garantizar la Dispon. agua y su gestión Sosten. y el Saneam. para todos. URL <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/> (accessed 10.14.20).

Naciones Unidas, 2018. La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe, (LC/G.2681-P/Rev.3). Santiago.

Nava-López, M., Jujnovsky, J., Salinas-galicia, R., Álvarez-sánchez, J., Almeida-leñero, L., 2009. Servicios ecosistémicos, in: A. Lot y Z. Cano-Santana (Eds.) Biodiversidad Del Pedregal de San Ángel. UNAM, Reserva Ecológica Del Pedregal de San Ángel y Coordinación de La Investigación Científica, D.F. México. pp. 51–60.

Ram, S.A., Irfan, Z.B., 2021. Application of System Thinking Causal Loop Modelling in understanding water Crisis in India: A case for sustainable Integrated Water resources management across sectors. *HydroResearch* 4, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2021.02.001>

Reid, W. V., Mooney, H.A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Hassan, R., Kaspersen, R., Leemans, R., May, R.M., McMichael, T. (a. J.), Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R.T., Zakri, A.H., Shidong, Z., Ash, N.J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M.J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., Zurek, M.B., 2005. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio Informe de Síntesis. World Resour. Institute. Washingt. DC 1–43.

Rojo Curiel, A., 1994. Plan de manejo Reserva Ecológica El pedregal de San Ángel, in: A. Rojo (Comp.) Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ecología, Historia Natural y Manejo. UNAM, D.F. México. pp. 371–382.

Schirmer, M., Leschik, S., Musolff, A., 2013. Current research in urban hydrogeology – A review. *Adv. Water Resour.* 51, 280–291.

<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>

- Siebe, C., 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *J. Volcanol. Geotherm. Res.* 104, 45–64.
[https://doi.org/10.1016/S0377-0273\(00\)00199-2](https://doi.org/10.1016/S0377-0273(00)00199-2)
- Soto, E., Mazari-Hiriart, M., Bojórquez, L., 2000. Entidades de la Zona Metropolitana de la Ciudad De México propensas a la Contaminación de Agua Subterránea. *Investig. Geográficas* 43, 60–75.
- Soto, G.M. de O., Herrera, M.P., 2009. Estudio sobre el impacto del cambio climático en el servicio de abasto de agua de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Cent. Virtual Cambio Climático Ciudad México* 1–67.
- Spring, Ú.O., 2011. *Water Resources in Mexico - Scarcity, Degradation, Stress, Conflicts, Management, and Policy*, Hexagon Se. ed. Springer Science & Business Media, Cuernavaca, Morelos, Mexico.
- United Nations, 2019. *The Sustainable Development Goals Report 2019, The Routledge Handbook of Latin American Development*.
<https://doi.org/10.4324/9781315162935-11>
- United Nations, 2015. *Ciudades Sostenibles: Por qué son importantes*, United Nations.
- Velázquez, L.V., 2014. El reduccionismo científico y el control de las conciencias. Parte I. *Bol. Med. Hosp. Infant. Mex.* 71, 252–257.
<https://doi.org/10.1016/j.bmhmx.2014.05.001>
- WWAP, (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO), 2019. *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás*, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Paris, Francia.
- Yang, J.L., Zhang, G.L., 2011. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. *J. Soils Sediments* 11, 751–761.

<https://doi.org/10.1007/s11368-011-0356-1>

Zambrano, L., Aronson, M.F.J., Fernandez, T., 2019. The Consequences of Landscape Fragmentation on Socio-Ecological Patterns in a Rapidly Developing Urban Area: A Case Study of the National Autonomous University of Mexico. *Front. Environ. Sci.* 7, 1–13.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00152>

Zambrano, L., Pacheco-Muñoz, R., Fernández, T., 2017. A spatial model for evaluating the vulnerability of water management in Mexico City, Sao Paulo and Buenos Aires considering climate change. *Anthropocene* 17, 1–12.
<https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.12.001>

Zambrano, L., Rodríguez Palacios, S., Gil Alarcón, G., Camarena, P., Lot, A., 2016. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos*, EDICIÓN 20. ed.